

IAEA

国际原子能机构

安全标准

丛书

摄入放射性核素 引起的职业照射评估

国际原子能机构、国际劳工局联合倡议
制订



安全导则

No. RS-G-1.2



IAEA

国际原子能机构

国际原子能机构（IAEA）安全相关出版物

IAEA 安全标准

根据 IAEA 《规约》第三条规定，IAEA 授权制定电离辐射防护安全标准并保证将这些标准应用于和平核活动中。

IAEA 籍以制定安全标准和措施的法规性出版物以 IAEA 安全标准丛书形式印发。这套丛书涵盖核安全、辐射安全、运输安全和废物安全及一般安全（即在四个领域中的二个或更多方面具有重要性）。属于本套丛书的几类出版物是：安全基本法则、安全要求和安全导则。

安全基本法则（蓝色标题）介绍核能的和平发展与应用方面的安全和防护基本目标、概念和原则。

安全要求（红色标题）规定为确保安全必须满足的要求。这些以“必须”（shall）语气陈述的要求受安全基本法则中介绍的目标和原则支配。

安全导则（绿色标题）建议为满足安全要求必须采取的行动、条件或规程。安全导则中的建议以“应该”（should）语气陈述，意味着为履行这些要求需要采取建议的措施或相当的替代措施。

IAEA 的安全标准在法律上对成员国没有约束力，但成员国可自行决定将它们用于有关其自身活动的国家条例中。在有关其自身运作和由 IAEA 支持的活动的方面，这些标准对 IAEA 有约束力。

有关 IAEA 的安全标准计划（包括非英文语文版本）的信息可以在 IAEA 的因特网网址（www.iaea.org/ns/coordinet）获得或可向 IAEA 安全协调科（P.O.Box100, A-1400 Vienna, Austria）索取。

其他安全相关出版物

IAEA 根据其《规约》第三条和第八条 C 款规定，提供与和平核活动有关的信息，促进这种信息的交流，并作为其成员国间交流这种信息的媒介。

关于核活动中的安全与防护报告作为信息出版物以其他丛书形式印发，尤其以 IAEA 安全报告丛书形式印发。安全报告可以介绍良好的实践，并给出为满足安全要求可以采用的实例和详细方法。它们不制定要求或提出建议。

包括与安全相关的销售出版物的其他 IAEA 丛书有：技术报告丛书、放射学评定报告丛书和 INSAG 丛书。IAEA 还印发有关放射学事故报告和其他特殊销售出版物。印发的未标价的安全相关出版物包括 TECDOC 丛书、临时安全标准丛书、培训班丛书、IAEA 服务丛书及计算机手册丛书，还以辐射安全实用手册和辐射实用技术手册的形式印发。

摄入放射性核素
引起的职业照射评估

下述国家是国际原子能机构的成员国：

阿富汗	危地马拉	挪威
阿尔巴尼亚	海地	巴基斯坦
阿尔及利亚	罗马教廷	巴拿马
阿根廷	匈牙利	巴拉圭
亚美尼亚	冰岛	秘鲁
澳大利亚	印度	菲律宾
奥地利	印度尼西亚	波兰
孟加拉国	伊朗伊斯兰共和国	葡萄牙
白俄罗斯	伊拉克	卡塔尔
比利时	爱尔兰	摩尔多瓦共和国
贝宁	以色列	罗马尼亚
玻利维亚	意大利	俄罗斯联邦
波斯尼亚和黑塞哥维纳	牙买加	沙特阿拉伯
巴西	日本	塞内加尔
保加利亚	约旦	塞拉利昂
布基纳法索	哈萨克斯坦	新加坡
柬埔寨	肯尼亚	斯洛伐克
喀麦隆	大韩民国	斯洛文尼亚
加拿大	科威特	南非
智利	拉脱维亚	西班牙
中国	黎巴嫩	斯里兰卡
哥伦比亚	利比里亚	苏丹
哥斯达黎加	阿拉伯利比亚民众国	瑞典
科特迪瓦	列支敦士登	瑞士
克罗地亚	立陶宛	阿拉伯叙利亚共和国
古巴	卢森堡	泰国
塞浦路斯	马达加斯加	前南斯拉夫马其顿共和国
捷克共和国	马来西亚	突尼斯
刚果民主共和国	马里	土耳其
丹麦	马耳他	乌干达
多米尼加共和国	马绍尔群岛	乌克兰
厄瓜多尔	毛里求斯	阿拉伯联合酋长国
埃及	墨西哥	大不列颠及北爱尔兰联合王国
萨尔瓦多	摩纳哥	坦桑尼亚联合共和国
爱沙尼亚	蒙古	美利坚合众国
埃塞俄比亚	摩洛哥	乌拉圭
芬兰	缅甸	乌兹别克斯坦
法国	纳米比亚	委内瑞拉
加蓬	荷兰	越南
格鲁吉亚	新西兰	也门
德国	尼加拉瓜	南斯拉夫
加纳	尼日尔	赞比亚
希腊	尼日利亚	津巴布韦

机构《规约》是 1956 年 10 月 23 日在纽约联合国总部召开的国际原子能机构规约会议上通过的。它于 1957 年 7 月 29 日生效。机构总部设在维也纳。它的主要目标是“加速和扩大原子能对全世界和平、健康和繁荣的贡献”。

©国际原子能机构，1999 年

需要翻印或翻译本出版物所含资料时，请与国际原子能机构（Wagramer strasse 5, P.O.Box 100, A-1400 Vienna, Austria）书面联系，以取得许可。

国际原子能机构于中国印刷

2000 年 3 月

STI/PUB/1077

安全标准丛书 No.RS-G-1.2

摄入放射性核素 引起的职业照射评估

安全导则

国际原子能机构和国际劳工局联合倡议制订

国际原子能机构
维也纳，1999 年

VIC 图书馆图书在版编目数据

摄入放射性核素引起的职业照射评估：安全导则

—维也纳：国际原子能机构，1999年。

P；24 cm.—（《安全标准丛书》，ISSN 1020-525X；no.RS-G-1.2）

STI/PUS/1077

ISBN 92-0-101999-8

与书目有关的参考文献。

1.辐射工作人员。 2.辐照剂量测定。I.国际原子能机构。II.丛书

VICL

99-00225

序

总干事 Mohamed ElBaradei

国际原子能机构（IAEA）的法定职能之一是制定或采用安全标准以在核能的和平发展与应用中保护健康、生命和财产，以及为这些标准的下列应用做出规定：用于机构自己的运作以及辅助运作；应有关各方的请求，用于在任何双边或多边协议下进行的运作；或应某一成员国的请求，用于该国核能领域中的任何活动。

以下咨询机构负责监督安全标准的制订工作：安全标准咨询委员会（ACSS）；核安全标准咨询委员会（NUSSAC）；辐射安全标准咨询委员会（RASSAC）；运输安全标准咨询委员会（TRANSSAC）和废物安全标准咨询委员会（WASSAC）。在这些委员会中有广泛的成员国代表参加。

为了确保达成最广泛的国际共识，在 IAEA 理事会核准（安全基本法则和安全要求）或由出版物委员会以总干事的名义核准（安全导则）之前，安全标准也提交给所有成员国征求意见。

IAEA 的安全标准在法律上对成员国没有约束力，但成员国可自行决定将它们用于有关其自身活动的国家条例中。这些标准在有关 IAEA 自身运作方面对 IAEA 具有约束力，和在由 IAEA 支助的活动方面对成员国具有约束力。将要求任何希望就取得与核设施的选址、设计、建造、调试、运行和退役或者任何其它活动有关的援助与 IAEA 缔结协议的成员国采取适合于该协议所涵盖活动的安全标准的那些部分。不过应记住，任何许可证审批程序方面的最终决定和法律责任仍是这些国家自己的事。

虽然这些安全标准建立了必要的安全基础，然而根据国家的实际情况，纳入一些更详细的要求也是必要的。此外，通常会有一些特殊方面需要逐一加以评定。

易裂变材料和放射性物质以及整个核动力厂的实体保护被酌情提及，但未详细论述；成员国在这方面的义务应根据在 IAEA 主持下编写的文书和出版物加以处理。工业安全和环境保护的非放射学方面也未明确给予考虑；文中认识到各国必须履行其在有关这些方面的国际承诺和义务。

按早先标准建造的某些设施可能不完全符合 IAEA 安全标准中所陈述的这些要求和建议。关于将这些安全标准适用于这些设施的方式的决定应由各国自己作出。

各国必须集中于注意这一事实：IAEA 的安全标准虽然在法律上不具有约束力，但制订它们的宗旨是确保核能和放射性物质的和平利用是以如下方式进行的，即它能使各国履行其根据国际法和准则中普遍接受的原则所承担的义务，例如有关环境保护的义务。按照这样一种普遍原则，一国的领土不得以对另一国造成损害的方式加以使用。因此，各国必须不懈努力，严加管理。

和任何其他活动一样，在各国管辖范围内进行的民用核活动除接受国际法中普遍接受的原则外，还要接受各国根据国际公约可能赞同的义务。希望各国在其本国法律体系中采纳这类法规（包括条例）以及有效地履行其所有国际义务可能需要的其他标准和措施。

前 言

电离辐射职业照射可以发生在各种工业、医疗机构、教育和研究机构以及核燃料循环设施中。对工作人员予以充分的辐射防护对于安全、可接受地利用辐射、放射性物质和核能是非常重要的。

1996年，国际原子能机构出版了《辐射防护和辐射源安全的安全基本法则》(IAEA安全丛书No.120)和《国际电离辐射防护和辐射源安全的基本安全标准》(IAEA安全丛书No.115)。这两份出版物是由联合国粮农组织、IAEA、国际劳工组织、OECD核能机构、泛美卫生组织和世界卫生组织共同倡议的。它们分别陈述了辐射安全目标和原则以及为实施这些原则和实现这些目标应满足的要求。

建立职业辐射防护的安全要求和导则是机构向其成员国提供辐射安全支持的一个重要组成部分。机构的职业辐射防护计划的目标是通过制定和实施限制辐射照射的细则和在工作场所实施现有的辐射防护技术，促进一种使职业辐射防护最优化的国际上协调一致的方法。

在三个相关的安全导则中介绍了为进行职业防护必须满足基本安全标准要求的导则。一份给出了制定职业辐射防护计划的一般导则，另外两份分别给出了监测和评估工作人员由于外部辐射源和摄入放射性核素而导致的照射的更详细导则。这些安全导则均反映了在职业辐射防护方面目前国际上接受的原则和建议的做法，同时考虑了过去10年所发生的重大变化。

这三份关于职业辐射防护的安全导则是由IAEA和国际劳工局共同倡议制订的。

本安全导则涉及对在工作场所摄入放射性核素的评估。这种摄入只要有非密封源就可通过若干途径发生，对这种情况下的工作人员和工作场所进行监测是任何职业辐射防护计划的一个不可或缺的部分。摄入照射评估结果关键取决于对放射性核素的生物动力学的了解。本安全导则反映了过去10年在国际外部剂量评估做法方面的重大变化。

编者按

书中附录应视为该标准一个重要的组成部分，具有和正文同样的地位。
书中附件、脚注和参考文献用于提供可能对用户有帮助的其他信息或实例。

安全标准在陈述要求、责任和义务时采用“必须”（shall）形式。采用“应该”（should）形式表示建议一种所需的方案。

本书原版为英文版。

目 录

1. 引言	1
背景	1
目的	1
范围	2
结构	2
2. 剂量学量	3
3. 监测计划	5
总的目的	5
个人剂量评估.....	5
事故或事件后的评估.....	17
4. 直接测量法	20
引言	20
测量的几何条件.....	20
探测方法	21
测量程序	22
5. 间接测量法	23
引言	23
生物样品	24
实物样品	26
样品处理	28
分析方法	29
6. 内照射剂量测定用的生物动力学模型.....	30
引言	30
不同进入途径的模型.....	32
周身性放射性活度.....	37
排出	41
剂量系数	42
结合工作场所具体状况的评估.....	42

7. 测量结果的解释.....	43
引言	43
摄入 ¹³¹ I 时的剂量评估实例	44
剂量评估中的不确定性.....	48
剂量系数和导出空气浓度.....	49
8. 剂量记录保存和报告.....	49
概述	49
个人监测的记录保存.....	50
工作场所监测的记录保存.....	50
向管理部门报告信息.....	51
9. 质量保证	51
引言	51
实施和管理	51
性能评价	54
签订监测服务合同.....	55
附录 I 关于个人监测建议的准则	57
附录 II 测量方法的探测限值	61
参考文献	64
附件 基本数据	69
参考文献	77
定义	78
参与起草和审定的人员.....	83
赞同安全标准的咨询机构.....	84

1. 引言

背景

1.1. 人类的各种活动，包括核燃料循环不同阶段的有关工作，在医学、科研、农业和工业中使用放射源和 X 射线设备，以及职业性接触含有浓缩的天然放射性核素的物质，均可能发生职业照射。为了控制这种照射，能够评价所涉剂量的大小是非常重要的。

1.2. IAEA 安全基本法则出版物——《辐射防护和辐射源安全》[1]论述了辐射防护和安全的目的、概念和原则。由 IAEA 和其他五个国际组织共同组织编写的《国际电离辐射防护和辐射源安全的基本安全标准》（通常称作《基本安全标准》或 BSS）为达到这些目的和运用安全丛中规定的各项原则提出了要求，包括保护受到辐射源照射的工作人员的要求[2]。

1.3. IAEA 和国际劳工局（ILO）共同编写了三个相关的安全导则，为履行基本安全标准中有关职业照射的要求提供了指导。参考文献[3]对于评估由外照射和工作人员摄入放射性核素而产生的照射剂量应制定监测计划的照射条件提出了一般性建议。参考文献[4]对于评估外辐射源剂量提供了更具体的指导。本安全导则涉及放射性物质的摄入。

1.4. 国际放射防护委员会（ICRP）[5]还提出了与职业性辐射防护有关的建议。在编写本安全导则时考虑了这些建议和 ICRP 现有的其他建议。

目的

1.5. 本安全导则的目的是为监管机构评估由摄入放射性物质引起的职业照射提供指导。本导则对于与职业监测计划的制订、管理和运行有关的人员，以及对于那些从事内照射剂量测定和工作场所监测所用设备的设计人员也

将有所帮助。

范围

1.6. 本安全导则提出了用直接法和间接法监测常规情况和事故情况下内照射的主要考虑。它还介绍了对工作环境中放射性核素水平的监测，作为评定摄入量的基础。还提出了事故或事件情况下所用的、或者在运行可能导致剂量接近监管限值时所用的较具体估计个人剂量所需的生物动力学模型和剂量测定模型。

1.7. 本安全导则并不涵盖病人的医疗照射或公众的照射，也不对采矿和矿石加工人员的监测提出具体意见。

1.8. IAEA 已出版关于用直接法[7]评估体内污染的技术细节和意见。关于间接方法的使用以及用摄入体内的放射性物质的量及其所相应的辐射剂量来解释测量结果的实际指南将在 IAEA 以后的出版物中给出。

结构

1.9. 第 2 章概述辐射防护中所用的与评估由于摄入放射性核素而引起的剂量有关的基本剂量学量和导出的操作量。第 3 章讨论制订监测计划所涉及的原则和个人或区域监测的要求。第 3 章对人员的选择以及是选择直接方法还是间接方法来评估常规和事故情况下的任何体内污染程度加以评述。第 4 章评述所开发的通过外部计数体内发射的光子直接评定身体或器官/组织内放射性核素含量的方法。第 5 章研究通过生物或实物样品评定体内某一放射性核素含量或者调查是否发生过摄入的间接法的使用。第 6 章中简要介绍描述放射性核素在体内行为的模型。第 7 章举例说明应用这些模型计算体内放射性核素的水平，以及通过直接法或间接法测得的辐射剂量。第 8 章研究保存记录的要求、对个人和区域监测记录的保存要求。最后，第 9 章给出关于质量保证程序的指导性意见。

1.10. 二个附录和一个附件提供附加的资料。附录 I 提供建议的用于指明个人监测是否必要的准则。附录 II 对计算测量方法探测限值的程序作出规定。附件提供与评定摄入放射性核素引起的职业照射有关的某些基本数据，即组织权重因子、剂量系数（每单位摄入量的待积剂量）和某些常见放射性核素的选定化学形态的导出空气浓度（DACs），以便参考。

2. 剂量学量

2.1. 在 BSS 中，为辐射防护目的而用来表示由于摄入放射性核素而接受的剂量的量是有效剂量 E 和组织或器官 T 中的当量剂量 H_T 。这些量在有关的安全导则[3]中简要讨论，并在 BSS[2]中正式定义。对于内照射剂量评估，主要关心的量是摄入量，摄入量在这里定义为进入体内的放射性核素的放射性活度¹。放射性核素 j 的剂量系数（每单位摄入量的待积有效剂量）——根据情况，可以是食入系数 $e(g)_{j,ing}$ 或吸入系数 $e(g)_{j,inh}$ ——用于从估计的摄入量确定待积有效剂量。对于职业照射，所有受照射人员均为成人，因而评定待积有效剂量的时间长达 50 年，不管其摄入时的年龄多大。

2.2. 内照射剂量不能直接测得；它们只能从测得的量，诸如体内放射性含量、放射性物质的排泄率或气载放射性物质的浓度，来推断。第 7 章提供从这些测量结果评估剂量的实例。

2.3. 在吸入或食入单一放射性核素而受照且没有外照射的情况下，与有关的有效剂量限值 L 相对应的摄入量限值 $I_{j,L}$ 为：

$$I_{j,L} = \frac{L}{e(g)_j} j$$

其中 $e(g)_j$ 是每单位摄入量的待积有效剂量的有关值。当存在一系列放射性核素照射和/或外照射时，需要计算总的有效剂量。BSS[2]和参考文献

¹在 BSS 中，摄入量定义为“放射性核素通过吸入或食入或通过皮肤进入体内的过程”。在本安全导则中，术语摄入量是在上面叙述的意义以及本文叙述的更具体意义上使用的。

[3]给出在这些情况下对剂量估算的要求和指导性意见。

2.4. BSS[2]表 II-III 给出通过食入和吸入每单位摄入量引起的职业照射待积有效剂量的值（氦的子体和钷射气的子体除外）。本安全导则附件表 A-I 转载了部分放射性核素的有关值。

2.5. 氦子体和钷射气子体的摄入量和受照量的限值在 BSS[2]的表 II-I 中给出，并在同套的安全导则[3]中作了概述。

2.6. 某次摄入后时间 t 时仍留在体内（对于直接法而言）或从体内排出（对于间接法而言）的那部分摄入量份额，可以用 $m(t)$ 来表示[8,9]。该摄入量份额取决于放射性核素，它的化学和物理形态以及摄入的途径，并取决于时间 t 。为了剂量评估而估算摄入量，测得的体内含量或排出率必须除以适当的值 $m(t)$ （见第 7 章）。如果将剂量系数 $e(g)_j$ 直接应用于测得的体内含量而不是推定的摄入量，那么待积剂量可能会被严重地低估。

2.7. 必要时，应通过测量空气样品中的放射性活度水平来评定吸入放射性核素的可能性。导出空气浓度（DAC，以 Bq/m^3 表示）定义为将导致一个连续受照一年（取 2000 工作小时）的工作人员的摄入量为 $I_{j,inh,L}$ 的气载放射性浓度。对于标准呼吸率 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ ，DAC 将为：

$$\text{DAC} = \frac{I_{j,inh,L}}{2000 \times 1.2}$$

2.8. 例如，一个工作人员吸入活度中值空气动力学直径（AMAD）为 $5\mu\text{m}$ 的气溶胶的铯 137 ， $e(g)_{j,inh}$ 为 $6.7 \times 10^{-9} \text{ Sv}/\text{Bq}$ ，如果假定 L 是职业剂量限值 $20 \text{ mSv}/\text{a}$ ($0.02 \text{ Sv}/\text{a}$) [3]，那么：

$$I_{j,inh,L} = \frac{0.02}{6.7 \times 10^{-9}} = 3 \times 10^6 \text{ Bq}$$

和

$$\text{DAC} = \frac{3 \times 10^6}{2000 \times 1.2} = 1.3 \times 10^3 \text{ Bq/m}^3$$

实际上，DAC 四舍五入为 $1 \times 10^3 \text{ Bq/m}^3$ 。附件表 A-2 给出了一些 DAC 值的例子。

2.9. 用 DAC 的份额表示测得的气载放射性浓度，再乘以以小时为单位的照射时间，便得到以 $\text{DAC} \cdot \text{h}$ 表示的摄入量估算值。根据定义， $2000 \text{ DAC} \cdot \text{h}$ 相应于 1 个摄入量 $I_{j,inh,L}$ 。

3. 监测计划

总的目的

3.1. 运行监测计划的总的目的是对工作场所的条件和个人的受照大小进行评估。对工作人员通过摄入放射性物质而日常性或潜在性受照剂量的大小进行评价，是任何辐射防护计划的必要组成部分，并有助于确保工作场所具备可接受的安全和令人满意的辐射条件。

3.2. 在有关职业辐射防护原则[3]的应用的有关安全导则中叙述了为满足工作人员辐射防护总体要求而采取的措施。下面叙述同摄入放射性物质引起的照射有关的监测的具体问题。

个人剂量评估

3.3. 对摄入量的个人监测的典型方法是全身计数、器官计数（诸如甲状腺或肺监测）和分析排泄物样品。也使用个人空气取样器对呼吸带取样。

3.4. 在许多涉及由于放射性核素引起照射的情况下，需要对工作场所进行监测。为了证明工作条件令人满意，或者在个人监测不能为工作人员提供充

分保护的情况下，可以引进工作场所监测程序。当污染水平较低时，例如在使用少量放射性示踪剂的研究实验室中，这种工作场所监测可能也是恰当的。

3.5. 为估算由于摄入放射性核素产生的剂量而进行的监测工作，可能包括下述一项或多项技术：

- (a) 全身或特定器官中放射性核素的序列性测量；
- (b) 生物样品（诸如排泄物或呼出空气）中放射性核素的测量；和
- (c) 实物样品（诸如从个人或固定空气取样器取下的滤样，或者表面擦拭样）中放射性核素的测量。

测量结果能用于计算放射性核素的摄入量，当乘以适当的剂量系数时，还能得出待积有效剂量的估算值。BSS[2]中给出了范围很广泛的放射性核素的剂量系数，某些选定的放射性核素的剂量系数转载于附附表 A-1 中。在某些情况下，直接测量的结果可用于计算全身或单个器官的剂量率。

监测的需要

3.6. 控制区或监督区的指定，以及个人监测的需要，将根据对工作场所的条件的了解和工作人员受照射的可能性来确定。一般说来，将一个工作人员列入内照射监测计划的决定，应基于此人接受放射性物质的摄入量可能超过预定水平。关于指定控制区和监督区的指导性意见，在有关的安全导则[3]中给出。一般说来，如果工作程序已经建立起来，以防止或减少摄入的可能性，那么将需要确定一个控制区[3]。

3.7. 个人或区域监测需不需要对内照射量进行测量，将取决于现场放射性物质的量和所涉及的放射性核素、放射性物质的物理和化学形态、所用包容措施的类型、所进行的作业以及一般的工作条件。例如，搬运密封源或装在可靠容器中的非密封源的工作人员，可能需要对外照射而不需要对内照射进

行监测。相反，处理诸如氡、 ^{125}I 或 ^{239}Pu 的工作人员，可能需要对内照射而不需要对外照射进行监测。

3.8. 确定是否需要对工作人员的放射性物质摄入进行监测可能是困难的。这种监测通常只适用于那些雇用在指定为专门与控制污染有关的控制区并有理由预计会有明显摄入的区域中工作的工作人员。如果经验表明，由职业照射产生的放射性核素年摄入量带来的待积有效剂量不大可能超过 1mSv ，那么个人监测可能没有必要，但应对工作场所进行监测。

3.9. 经验表明有必要考虑对内照射进行常规个人监测的情况的实例包括下列情况：

- (a) 处理大量气态或挥发性物质的情况，诸如大规模生产过程、重水反应堆和发光涂层中的氡及其化合物；
- (b) 钷及其他超铀元素的加工处理；
- (c) 钍矿石的开采、加工和处理，以及钍及其化合物的使用（这可能导致由放射性尘埃和钍射气（ ^{220}Rn ）及其子体造成的内照射）；
- (d) 高品位铀矿石的开采、加工和精炼；
- (e) 天然铀和低浓铀的加工处理，以及反应堆燃料的制造；
- (f) 放射性同位素的大批量生产；
- (g) 在氡水平超过规定的行动水平的矿山或其他工作场所工作；
- (h) 处理大量放射性药物，诸如治疗用的 ^{131}I ；和
- (i) 反应堆维修，它能导致裂变产物和活化产物的照射。

3.10. 对于某些放射性核素，由于所发射的辐射类型和监测方法的探测灵敏度，个人监测可能是不适宜的，必须依靠工作场所的监测，相反，对于诸如氡等某些其他放射性核素，个人监测可能比工作场所监测更灵敏。

3.11. 对于新的作业，个人监测多半是需要的，应加以考虑。随着工作场所中经验的积累，常规个人监测的需要应不断加以审查。对于辐射防护目的而言，可能会发现工作场所监测就足够了。

3.12. 附录 I 给出决定是否有必要进行个人监测的一些指导性意见和实例。

常规监测计划的设计

3.13. 常规内照射监测是按固定的时间表对选定的工作人员进行的监测。在设计一个满足要求的监测计划时，应当把内照射监测的某些限制因素考虑在内。

3.14. 首先，监测并不是直接测量个人的待积有效剂量。需要生物动力学模型，以建立排泄物样品中的放射性水平同取样时体内的放射性水平的关系式，建立取样时体内含量同初始摄入量的关系式，并从估算的摄入量计算待积有效剂量。

3.15. 其次，测量可能会受到体内存在的其他放射性核素（诸如天然存在的⁴⁰K、来自全球性沉降的¹³⁷Cs、日常饮食中天然存在的铀或为诊断或治疗目的而服用的放射性药物）的干扰。因此，重要的是确定在此之前摄入的天然放射性核素和人工放射性核素的体内含量。当非职业摄入量上升时，例如在由于氡而具有高于当地的平均照射量的采矿区，这一点尤其重要。所有工作人员在开始从事放射性物质的工作之前，都应接受生物学检验测量，以确定其‘本底’水平。

3.16. 在服药后的某些时候，放射性药物可能影响生物学检验测量，这取决于所服药剂的性质和工作场所存在的放射性核素。应要求工作人员将服用任何放射性药物的情况向其管理人员报告，以便确定是否可以充分进行内照射监测。

3.17. 第三，用于估算慢性摄入的个人监测计划的结果，可能取决于监测进

行的时间。对于某些具有值得注意的早期廓清排泄成分的放射性核素，在周末前和周末后所作的测量之间，可能有重大差异。如果慢性照射是可能的话，这种情况应逐一加以审查[8~10]。此外，对于具有长有效半排期的核素，体内存在的量和排出的量取决于工作人员受照射的年数，并随年数的增加而增加。一般说来，应将前几年摄入量中残留下来的放射性活度看成是这年的本底的一部分。

3.18. 最后，用于个人监测的分析方法，有时对于探测所关心的放射性水平没有足够的灵敏度（见附录 II）。如果个人监测是不可行的，那么应使用一种工作场所和全体人员的监测系统，以尽可能确定可能已经被某个个人所摄入的放射性核素的量。固定的（静态的）空气取样器或个人空气取样器（PASs）可用于确定气载放射性物质的浓度，其结果可以再与关于物质的物理化学形态以及工作人员呼吸率和受照射时间的标准假定或针对场址的具体假定结合起来，估算出摄入量。同样，表面监测可用于指出摄入的可能性，或表明需要进行更详细的区域监测，但是由表面污染水平来估算摄入量的模型特别不可靠。

3.19. 由氡导致的照射，在地下矿井中、以富含镭的材料建造的建筑物中、地基中铀含量高的办公室、工厂和其它房屋中，以及处理大量地下水的建筑物中，受到特别关注。1993年，国际放射防护委员会发表了关于住宅和工作场所氡（ ^{222}Rn ）防护的建议[11]。安全丛书 No.26[12]涵盖放射性矿石开采和加工中的辐射防护。

测量方法

3.20. 放射性核素的摄入量可由直接法或间接法测定。对沉积于体内的放射性核素所发射的 γ 或 X 射线光子（包括韧致辐射）的直接测量通常称为体活度测量、全身监测或全身计数。间接测量是测量样品中的放射性活度，样品可以是生物学样品（如排泄物）或者实物样品（如空气过滤器）。每种类型的测量有它的优缺点，选择何种测量方法，很大程度上取决于要测量的辐射的类型。直接测量只对那些发射足够能量和足够数量的光子从而能从体内逸

出并被外部探测器测得的放射性核素有用。许多裂变产物和活化产物属于这一类。不能发射高能光子的放射性核素（例如 ^3H 、 ^{14}C 、 $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ ， ^{239}Pu ）通常只能用间接法测量。但是，有些 β 发射体，特别是那些能发射高能 β 的发射体，诸如 ^{32}P 或 $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ ，有时能通过产生的韧致辐射直接测量。这种韧致辐射测量，由于其最小的可探测放射性活度较大（见附录 II），通常不用于常规监测。

3.21. 直接测量，如果可能的话，具有快速和方便地估算出测量时体内或身体的规定部位的总放射性活度的优点，因此，当它足够灵敏时，例如对 ^{131}I 和 ^{137}Cs ，会优先被采用。全身和单个器官的测量对生物动力学模型的依赖程度低于间接监测测量，但是它们存在较大校准不确定性，特别是对那些低能光子发射体。直接测量可能需要将工作人员脱离涉及辐射照射的工作一段时间，在这段时间内对滞留特性进行测量，而且通常需要专门的、很好屏蔽的（因而昂贵的）设施和设备。

3.22. 直接测量对于定性及定量确定可能已被吸入、食入或注入的混合物中的放射性核素是有用的。另外，直接测量可通过体内放射性分布的测定，而有助于识别摄入的方式[13,14]。序列性测量，如可能的话，能揭示放射性的重新分布，并给出有关体内总滞留量和放射性核素在体内的生物动力学行为的信息。

3.23. 间接测量对工作人员的工作任务干扰较少，但需要利用一个放射化学分析实验室，这个实验室还可用于测量环境样品，但高放（如反应堆水化学）和低放（如生物学检验或环境样品）测量应在分开的实验室中进行。排泄物测量可测定放射性物质通过某一特定途径排出体外的速率，并且必须通过生物动力学模型将它同体内含量和摄入量关联起来。由于放射化学分析能探测出低水平的放射性活度，所以排泄物的测量通常能灵敏地探测体内的放射性活度。

3.24. 空气样品的测量可能难以解释，因为它们测量的是取样器所在地方的空气中而不一定是工作人员呼吸区空气中的放射性核素浓度。但是，置于工

作人员衣领或保护帽上的个人空气取样器（PAS）能收集到代表工作人员吸入的空气中放射性浓度的样品，但是样品只包含几个粒子的除外。空气浓度测量，同关于呼吸率和呼吸量的假定以及测得的照射次数合在一起，就能用于估算摄入量。但是，个人空气取样器仅能用于估算摄入量，而不能用于依据个人滞留特性精确地估算剂量。再者，如果对分析结果有怀疑或分析结果丢失，PAS 测量不能重复。然而它们能提供诸如 ^{14}C （微粒形态）、 ^{239}Pu 、 ^{232}Th 和 ^{235}U 等放射性核素的摄入量的估算值，而对于这些放射性核素，评定体内放射性的直接法或其他间接法都不够灵敏。这种监测方法依赖于其对剂量系数和导出空气浓度（DACs）的处理，这些已在第 2 章中定义，并将在第 7 章中进一步讨论。与选定放射性核素的各种化学形态相应的剂量系数和导出空气浓度列于表 A-I 和 A-II。

3.25. 颗粒大小会影响呼吸系统对吸入微粒的沉积，因此关于颗粒大小分布的信息对于正确解释生物学检验结果及其后的剂量评估是需要的。在许多情况下，气载颗粒大小的分布应用级联冲击器或其他方法测定。最低限度，空气样品测量应包括能被吸入的那部分气载颗粒的浓度测量。某些解释 PAS 结果的模型能对不能被吸入的颗粒加以甄别[15]。一般说来，能获得的针对具体现场和物质的信息越多，剂量评估就越好。

3.26. 由于天然放射性物质的存在、计数率中的统计涨落、以及同样品制备和分析有关的一些因素，测量方法具有探测极限。附录 II 叙述了最小显著性放射性活度（MSA）和最小可探测放射性活度（MDA）的概念，这些概念用于表征任何测量方法的探测限值。

监测频度

3.27. 正如 BSS[2]第 I.35 段（附录 I）中所指出的：“个人监测的种类、频度和精确度，应在考虑照射水平的量值及可能的起伏，以及潜在照射的可能性及量值的情况下加以决定”。为了确定个人监测的适当频度和类型，应对工作场所的特性进行调查。使用中的放射性核素，以及如可能的话，它们的化学和物理形态也应知晓。如果这些形态在事故情况下很可能会改变（例如，释

放到大气中的六氟化铀会产生 HF 和氟化铀酰), 这也应加以考虑。物质的化学和物理形态 (例如颗粒大小) 决定被摄入的行为及其随后在人体内的生物动力学特性。这些情况反过来又决定了排出途径和排出率, 并因此决定要收集的排泄物样品类型及收集的频度。

3.28. 在制定生物学检验取样时间表时的一种考虑是, 要使由于不知道监测期间内摄入时间而使摄入量估算的不确定性减至最小。国际放射防护委员会 [8,9] 建议, 监测时段一般应这样选择, 使得假定摄入发生在监测时段的中点时, 将不会导致对摄入量的低估超过三倍。

3.29. 在制订工作人员监测时间表时的另一个考虑 (无论用直接法还是间接法) 是, 要确保超过预定水平的摄入不会‘测不到’[16]。如果由于放射性衰变和生物廓清, 放射性核素的体内含量或日排出量在摄入和测量之间的时间间隔内下降到低于测量的最小显著性放射性活度 (MSA) 水平, 摄入可能测不到 (进一步细节, 见附录 II)。留在体内的部分摄入量 (对于直接测量而言) 或排出体外的部分摄入量 (对于间接测量而言), 即 $m(t)$, 取决于放射性核素的物理半衰期和生物动力学特性, 而且是自摄入起的时间的函数。因此, 如果 $I \times m(t)$ 小于 MSA, 那么就可能得不到摄入量 I 及由此产生的待积有效剂量 $E(50)$ 。一般说来, 监测频度应这样确定, 使相应于年剂量限值 5% 以上的摄入不会被漏掉。

3.30. 因此, 监测频度在很大程度上将由测量技术的灵敏度决定。虽然测量技术应尽可能灵敏, 但应当把采用最灵敏技术的费用以及最短的可能取样时间间隔与如果采用灵敏度较差的方法或较低测量频度可能使剂量被低估或漏忘所造成的剂量的有关辐射危害加以权衡。

3.31. 在任何情况下, 采用的生物学检验方法和测量频度应能做到其所探测到的摄入量是与剂量限值某一规定份额相当的。在有些情况下, 由于分析灵敏度不够、直接测量时的不能接受的长计数时间或收集排泄物时的不能接受的短取样时间间隔 (特别是在粪便取样以监测不可溶微粒的吸入的情况下), 这个目标就不能实现。在这种情况下, 应使用诸如改进的工作场所监测和个

人空气取样这样的附加方法，以确保对工作人员的充分保护。

参考水平

3.32. 在作业的管理中，参考水平是有帮助的。它们可以用已测得的量来表示，或者用能与已测得的量相关联的其他量来表示，如这些被超过，应采取某种规定的行动或作出某种规定的决定。各类参考水平在有关的安全导则[3]中叙述。至于放射性核素的摄入量，参考水平通常是以待积有效剂量 $E(50)$ 为基础。与各类参考水平（见下面的叙述）相对应的剂量限值的适当份额，应在考虑到其他照射源的情况下加以确定。在职业照射情况下，调查水平和记录水平是与体内污染监测有关的。

调查水平

3.33. 调查水平是指“诸如有效剂量、摄入量或单位面积或体积的污染水平量值，达到或超过此值时应该进行调查”[2]。对于放射性核素的摄入，调查水平同待积有效剂量值有关，超过这个值，就认为监测结果十分重要，以致有理由作进一步调查。管理部门设置的调查水平随计划的目的和所要进行的调查类型而异。

3.34. 对于常规监测，放射性核素摄入量的调查水平的确定，与监测的类型和频度以及摄入量的预计水平和变动情况有关。调查水平的数值取决于对工作场所情况的了解。可以常规地或临时地为从事某特定作业的个人确定调查水平，也可以为工作场所内的个人拟定一个调查水平而不考虑特定作业。

3.35. 举例来说，对于有常规监测的常规作业，可以在一年摄入量所产生的待积有效剂量为 5mSv (0.005Sv) 基础上来设定调查水平 IL 。因此，对于每年 N 个监测周期，在任一监测周期中任一放射性核素 j 的摄入量的调查水平（以 Bq 为单位）将为：

$$IL_j = \frac{0.005}{Ne(g)_j}$$

式中 $e(g)_j$ 是相应于吸入或食入的剂量系数。

记录水平

3.36. 记录水平定义为“监管机构规定的剂量、暴露量或摄入量的水平，处于该水平或超过该水平时，工作人员所受的剂量、暴露量或摄入量的值要纳入他们的个人照射记录中”[2]。举例来说，放射性核素摄入量的记录水平 RL 可以确定为相应于一年摄入量的待积有效剂量 1mSv (0.001Sv)。因此，对于每年 N 个监测周期，在一个监测周期中放射性核素 j 的摄入量的记录水平为：

$$RL_j = \frac{0.001}{Ne(g)_j}$$

导出水平

3.37. 在个人生物学检验计划中实际测得的量，是体内或排泄物样品中放射性核素的活度，因此，为测量结果本身确立参考水平是很方便的。这些水平称为导出调查水平 (DIL_s) 和导出记录水平 (DRL_s)。这些是测量结果，它们意味着放射性核素摄入量或待积有效剂量处于相应参考水平。导出调查水平和导出记录水平是针对每个放射性核素分别计算的。它们随工作场所中的放射化学形态而异，而且是自摄入时起算的时间的函数。对于上面给出的例子：

$$DIL_j = \frac{0.005}{Ne(g)_j} \times m(t_0)$$

式中 t_0 是在生物学检验样品取样时自摄入起所经过的典型时间，根据摄入发生在监测周期的中点的假定， t_0 一般计算为 $365/2N$ 天，和：

$$DRL_j = \frac{0.001}{Ne(g)_j} \times m(t_0)$$

即使导致的剂量低于相关的记录水平，测量结果总是应该保持在工作场所和个人的辐射监测记录中[17]（亦见第 8 章）。在工作人员受到外辐射照射或多种放射性核素照射的情况下，管理部门可以决定适当地降低单个放射性核素的导出水平。

对物质和个人特有的数据利用

3.38. 大多数以其通常遇见形态出现的放射性核素的生物动力学模型，以及参考参数值已由国际放射防护委员会出版（见第 6 章）。这些模型是在参考人[18]和观测到的放射性核素在人体动物中行为的基础上提出的。已对一些特定化学形态的放射性核素提出了模型，它们通常用于制订计划的目的。如上所述，应对工作场所的具体条件进行调查，以确定哪种形态会实际出现。在某些情况下，很可能某个给定工作场所中所用的放射性核素的化学或物理形态，同参考的生物动力学模型不吻合。在这种情况下，可能需要开发物质特有的模型。

3.39. 如果摄入量很少，例如，相当于剂量限值的百分之几，使用参考模型可能就足以估算导致的剂量。但是，如果摄入量的估算值相当于剂量限值的约四分之一或更大，可能需要提出有关物质和个人特有的生物动力学模型参数，以便更准确地估算待积有效剂量。这些生物动力学模型可根据受照工作人员的顺序直接和间接测量开发出来。分析工作场所空气和表面污染的样品也有助于解释生物学检验的测量结果，例如，在直接测量肺中的 ^{241}Am 以评估钚的摄入量或评估吸入颗粒的溶解度时，可通过测量 ^{241}Am 和 $^{239+240}\text{Pu}$ 的比值[13,14]。

3.40. 需要物质特有的信息的常见例子是工作人员在工作场所很可能吸入的颗粒的大小同国际放射防护委员会作为工作场所的缺省值推荐的 $5\mu\text{mAMAD}$ 的假定具有重大差异[19]。在这种情况下，吸入的放射性物质中

沉积于呼吸系统各区域的份额，不得不根据国际放射防护委员会的呼吸系统模型（见第 6 章）来确定[19]，且不得不据此来计算相应的剂量系数。必要时，还可能需要关于吸入或食入后物质的溶解度特性的更具体信息。这种信息可以从动物的实验研究或通过离体可溶性研究取得。照射后颗粒特性的追溯性确定可能是困难的，因而在制订工作人员监测计划时，应考虑获取物质特有的信息。

3.41. 即使参考生物动力学模型中所有假设都适合于某给定的工作场所，对于放射性核素相同的摄入量来讲，个体之间的排泄率和其它生物学参数之间仍然存在差异。个体间的差异，以及即使同一个人每日排泄率方面的涨落，往往比参考生物动力学模型和为某个特定个人专门建立的模型之间的差异更大。为减少这种可变性中的某些部分，排泄物样品的收集期应足够长，如尿应为 24 小时，粪便应为 72 小时。在常规情况下，个人特有的模型参数应当少用。

与任务相关的监测

3.42. 根据定义，与任务相关的监测不是常规的，也就是说，这些监测没有正式排定的日程。进行这种监测是为了提供有关某种特定作业的信息，并在必要时，为作出进行这种作业的决定提供基础。在长期使用不能令人满意的条件下实施短期程序时，这种监测特别有用。与任务相关的监测通常是用与常规监测相同的方式进行的，除非操作情况表明要用不同的方法进行，例如，如果涉及的放射性核素可能不同，或者如果内照射的概率或可能的大小可能大得多。

特殊监测

3.43. 由于已知的或可疑的照射，或者诸如空气或表面样品表明发生了丧失放射性物质的包容这样的异常事件，或者在一次事故之后，进行特殊监测可能是必要的。这种监测常常是由于常规生物学检验测量结果超过了导出的调查水平而推动进行的。它也可能是由于即时性的样品，诸如鼻涕、擦拭物或

其他监测而引发的。

3.44. 从测量技术来看，事故推动的特殊监测通常并不进行任何有别于常规测量的工作，虽然可能需要改进灵敏度或加快处理时间。应建议实验室把样品分析或直接测量放在常规测量之前进行，其后的监测频度可能要改变。还应通知实验室，样品的放射性水平可能比正常的要高，这样可使测量技术满足特殊监测情况的要求，并采取任何必要的预防措施，以防污染其他样品。

事故或事件后的评估

3.45. 存在着某些涉及到使用放射性物质，而在使用中运行控制失效的情况。事故或事件可能造成放射性物质释放到工作环境中，对工作人员造成高剂量的可能性。

3.46. 事故已经发生之后，辐射后果可能因工作人员受到外伤或其他健康影响而复杂化。对伤处的医疗处理，特别是那些有可能威胁生命的损伤，通常要优先于放射性方面的步骤，包括对照射的评价。在这种情况下，事故后的照射评价应当在情况得到控制时再进行。

3.47. 一旦内照射评价开始，应尽实际可能收集更多信息。例如，关于事件的时间和性质和所涉及的放射性核素，以及关于生物学检验样品和体内放射性测量的时间安排方面的信息。这些信息，不仅对于照射量评定是必要的，而且对于协助医疗评定、指导受害者的医疗处理（可能包括用螯合物的治疗和伤口的切除）、以及对于以后事故或事件本身的重现和从长远来说，对受害者的医疗随访，也都是必要的[20, 21]。

3.48. 由于与事故或事件有关的摄入可造成接近或超过剂量限值的待积有效剂量，照射评定通常需要个人和物质特有的数据。这些数据包括关于放射性核素的化学和物理形态、颗粒大小、空气中的浓度、表面污染水平、受影响个人的滞留特性、鼻涕、擦脸物和其他皮肤污染水平以及外部剂量测量结果等方面的信息。各项数据往往似乎是不一致的或矛盾的，特别是如果摄入

期不能肯定时更是如此。只有在考虑了所有这些数据、尽可能解决了不一致的根源和确定了照射的最可能和最坏的情景以及摄入的量值之后，才能作出适当的剂量评估。

直接法和间接法

3.49. 在一次事故或事件之后，决定选用内照射监测的直接法和间接法的主要因素，是所涉及放射性核素的放射学特性。如果受害者是体表受到发射 γ 射线的放射性核素的污染，直接测量通常应推迟到受害人去污后才进行，这样既防止对测量构成干扰，又避免了直接测量设施被污染[22,23]。偶而评价的迫切性可能使完全去污成为不可能，在这种情况下，可能将这个人裹在干净的被单中，以使对设施的污染减到最低程度。这种初步直接测量的结果将为体内含量确定一个上限，但在进一步去污后，需要作进一步的测量[24]。外部的 α 或纯 β 发射体污染通常不会干扰直接测量，除非 β 发射体产生韧致辐射。只要小心不让污染转移到排泄物样品中，外部污染不会干扰间接测量法。在极少见的情况下，摄入量可能如此之大，以致无论直接测量还是间接测量都要求专门的技术，以避免干扰设备的响应度，诸如过长的电子学死时间[22,23]。

3.50. 发生事故或事件后，应考虑分析尿和粪便样品，以确定放射性物质的摄入量。但是，由于可能存在多种途径的摄入和不确切了解放射性核素从摄入点转移到血液中的量，这种分析结果往往是难以解释的。由于摄入和排出之间存在时间差，排泄物样品的测量，对于事故或事件后立即进行的摄入量评估，一般说来是没有什么用处的；对于粪便排泄物更是这样。此外，尿排泄物的最初部分可能难以解释，因为在某些生物动力学模型中没有对它们作充分详尽的说明。尽管如此，事故或事件后应收集所有的排泄物；及早探测到尿样中的放射性物质，可能有助于指明放射性物质的溶解度和有效处理的可能性。如果大量的外部污染干扰直接测量，排出物分析可能是评估摄入量的唯一可靠方法。

3.51. 考虑到强调非侵入性程序的一般原则，诸如血液取样这样的侵入性程

序，只有在可能发生大的摄入量的事故情况下，通常才认为是合理的。血液取样能提供有关物质的溶解度和生物动力学特性等方面的数据，但由于大多数放射性核素会迅速廓清到其他组织，血液取样对于提供摄入量的定量估算的价值，一般说来是有限的。

3.52. 工作场所的监测样品，如空气过滤器和表面污染擦拭物，应进行分析，以测定所涉及的放射性核素、同位素比及其物理化学特性。

后续监测

3.53. 在事故或事件的延长期内，应以合理的时间间隔实施直接和间接的后续监测计划。这种信息将有助于确定放射性核素在人体组织中的生物学半排期及其排出率。这反过来又有助于提高剂量评估的准确度。

取样计划表

3.54. 在一次事故或事件后，用于间接测量的排泄物样品，应一直收集到能合理地估测到短时排泄模式时为止。如使用促排法[20]，诸如服用螯合剂，应继续收集样品，以测定处理的有效性。一旦排泄模式已经稳定，一天中收集的个人样品可以合并成 24 小时样品，并取适当份额送去分析。

3.55. 如果直接测量可行的话，如测量对象的医疗条件许可，应以一定的时间间隔继续进行测量。直接测量的频度将由沉积在体内的放射性物质的廓清率和衰变率决定。特定器官或身体区位的连续直接测量也有助于测定放射性活度的生物动力学特性。例如，吸入的 ^{241}Am 的连续测量能证实从肺中廓清并转移到骨骼和肝中[25]。某些不溶形态的放射性物质在切口或伤口沉积的情况下，后续监测可以揭示由于淋巴管廓清而在局部淋巴结中沉积的情况，从这些地方廓清是很慢的[26,27]。

4. 直接测量法

引言

4.1. 当一种体内结合的放射性核素的体内分布和总含量能通过对体内发射作直接体内计数可靠地测定时，就能最准确地估算出内照剂量。但是，为了计算摄入量和待积有效剂量，可能仍需建立滞留的生物动力学模型和能量沉积的生物物理学模型，所以直接方法也取决于对排出率的解释，而排出率通常是随时间和个人差异有很大的变化。

图 1 用于全身监测的各种几何条件。

4.2. 当体内结合的放射性核素发射足够能量的贯穿辐射（通常是 X 射线或 γ 光子，包括韧致辐射），从而导致在体外可探测（附录 II）时，直接测量是可能的。直接测量中常用方法的详细说明，可参见参考文献[7]。对于大多数体内计数的应用，光子探测器置于身体周围的特定部位，通常至少要对探测器和/或测量对象作部分屏蔽，以减少来自周围外部源的干扰。

测量的几何条件

4.3. 为各种特定的目的，已开发出探测器的各种实体安排。对于全身分布的放射性核素，全身的计数或大部分身体的计数提供最大的灵敏度。全身计数可以用静态几何条件，以一个或多个探测器进行，也可以进行扫描——相对于静态的探测器，移动测量对象，或围绕静态的测量对象，移动探测器。静态几何条件由一系列沿着直立或仰卧的测量对象分布的探测器组成，或者由单个指向坐在斜椅或弧形床架上的人体中心的探测器组成。图 1 示出计数

几何条件的几个实例。

4.4. 对于另一些至少暂时还集中在身体特定器官或组织中的放射性核素，建议监测具体部位。具体例子是放射性碘，它被甲状腺吸收，吸入的放射性颗粒停留在肺中，当摄入是通过伤口，或者当有其他理由需要测定体内放射性核素的分布时，也建议采用局部监测。

4.5. 在任何情况下，应将从测量对象测得的信号同相同条件下从包含已知量有关放射性核素的拟人体模或其他代用品测得的信号作比较。放射性核素在校准用体模中的分布应该尽可能同预期在测量对象中的分布一致，虽然对这种分布来说，某些测量技术比另一些更灵敏。全身计数不大可能完全探测不到重要量的局部放射性活度，但它不可能提供数量的准确估算值，或给出关于其空间分布的优质信息。

探测方法

4.6. 各种探测系统使用于不同的目的。大原子序数材料的无机晶体、常用的铯激活碘化钠[NaI (Tl)]，通常用于探测高能光子（100keV 以上），诸如由许多裂变产物和活化产物发射的光子。用光电倍增管探测晶体同高能光子相互作用产生的闪烁；这些闪烁产生一些电子脉冲，经过专门处理，获得一个能反应晶体所吸收的辐射状况的能谱。这类测量系统最适合于存在放射性核素数目较少的情况；对能量的分辨是有限的，因此即使采用去卷积技术，也不可能测定给出复杂能谱（诸如由新的裂变产物混合体产生的能谱）的放射性核素。但是，在许多情况下，这种方法是量化体内含量的最灵敏方法。

4.7. 半导体探测器在能量分辨方面有很大的长处，因而能几乎毫不含糊地鉴别出混合物中的各种放射性核素，但它们的使用不方便，因为它们需要冷却到液氮温度。高纯锗（HPGe）探测器容许整套系统置于室温中，但工作期间需要冷却。再者，可供使用的许多半导体探测器只有相当小的尺寸，因此其灵敏度比无机晶体和其他闪烁体低。紧凑排列的三到六个探测器正在成为监测特定器官（如肺）中污染的标准方法。

4.8. 低能光子，诸如由 ^{239}Pu 发射的光子（13~20keV）和 ^{241}Am 发射的光子（60keV），可用薄的 NaI（Tl）晶体探测，它的探测效率与较大的晶体相似，但本底低得多。附加第二个晶体[通常是 CsI（Tl）]作为反符合保护，由于消除了高能光子的作用从而改进了探测灵敏度。这样一个装置通常称为层式磷光闪烁体（磷光夹层）探测器，它能将这些光子的探测限值降低一个多数量级。HPGe 探测器阵列，由于其分辨率高和本底低，正越来越多地用于探测低能光子。对于低能光子的计数（例如，用层式磷光闪烁体或 HPGe 探测器），在确定探测效率时，必须考虑到上面覆盖组织的厚度。

4.9. 小型半导体探测器，特别是可在室温下工作的碲化镉（CdTe）探测器，正在越来越多地被使用。用 CdTe 探测器探测低能光子时具有高的灵敏度，它们的尺寸小（直径约为 10mm，厚约 2mm），使它们成为局部伤口监测的理想探测器。它们的另一些优点是，不需要将工作人员封闭在一个有屏蔽的室内，和有可能快速评定外科切除操作是否成功。但是，这些小尺寸的探测器不适用于通过能谱测定法辨认和量化放射性核素。

4.10. 在建立一个先进的体内监测设施时，一般建议设置各种条样的探测系统，使之适用于可能受关注的特定放射性核素。

测量程序

4.11. 直接测量的测量对象应去除体表的污染，穿着新的衣服（往往是一次性的纸衣服）。珠宝、手表和眼镜等饰物应摘掉。这样的预防措施有助于避免误认体内放射性活度，也可防止将污染转移到计数设备。被测人员应在实际可能的程度上处在一个确定的计数位置上，以确保连续测量的可重复性，并改进与刻度结果的比照。在某些情况下，测量对象需保持静止状态达一个小时，以使测量结果令人满意地准确。应为处于密闭屏蔽中的测量对象提供某些联络手段，特别是在有必要延长计数时间时。

4.12. 探测器中出现的本底计数通常归结于下述四个来源：

- (a) 来自天然源的环境本底辐射，如宇宙射线或氡及其衰变产物；
- (b) 来自屏蔽和其他设备中的放射性本底辐射；
- (c) 来自测量对象中天然放射性辐射；
- (b) 由于测量对象同环境辐射相互作用而散射到探测器的辐射。

对于基于闪烁计数[NaI (Tl) 晶体或者层式磷光闪烁体]的计数系统，探测器系统的本底计数应用一个适当的体模（尽可能类似于要计数的测量对象，而且置于限定的计数位置）来测定。对于全身计数，用性别、身高和体重方面相符的未受污染的测量对象来测定本底计数，将能改进测量结果。但是，完全相符是不能的，诸如 ^{40}K 含量等因素就是不能控制的，因而较好的结果能从相符合的控制组，或者从开始工作前对特定个人所作的测量获得。对计数器中本底的测量，在时间上应尽可能与测量对象的测量接近，理想的情况是刚刚在其前和恰巧在其后。用半导体探测器时，以相符的体模进行本底计数是不必要的。

4.13. 质量保证要求将在第 9 章中讨论。

5. 间接测量法

引言

5.1. 间接监测是基于测定从体内分离出来的生物物质——通常是尿、粪便、呼气或血液——中，或者取自工作环境的实物样品（诸如空气样品或取自表面的污染样品）中的放射性浓度。

5.2. 间接法最适用于诸如氡这样的放射性核素，在任何有意义的程度上，它们不发射强贯穿辐射。对于另外一些放射性核素，诸如仅发射低能光子的那些放射性核素，直接监测测量的不灵敏性和不确定性，可能使间接法能提

供更为可靠的摄入量估算，尽管它依赖于通过过程的生物动力学模型来解释测量结果，而这个过程又可能随时间而变，人与人之间也有所不同。在另外一些情况下，间接法可能比直接监测更实际可行，并且也足够准确。

生物样品

5.3. 最常用于摄入量估算的生物样品是尿和粪便，但特殊情况下也用呼气、血液或其他样品。例如，鼻涕和擦鼻物中的放射性活度的分析，可及早提供吸入混合物中放射性核素的特性和相对水平。但是，在这种情况下，样品中的放射性浓度和摄入量之间的关系是如此的不确定，以致这样的数据仅提供摄入量大小的粗略迹象。

5.4. 生物学检验样品的选择不仅取决于排出的主要途径，正如根据摄入物的物理化学形态和所涉及元素的生物动力学模型所决定的那样，而且还取决于收集、分析和解释难易这样一些因素。尿样容易获得和分析，而且通常能提供其化学形态易于转移到血液中的放射性核素的摄入量信息。不可溶物质的摄入量往往仅能从粪便样品中可靠地评定。

尿

5.5. 放射性核素进入血液和系统循环后，从体内的廓清一般将通过尿。尿中含有废物和其他物质，包括通过肾从血液中分离出的水，这些水在排出之前在膀胱中的积集长达几小时或更长。由于在膀胱中存在的这种混合，所以在解释急性摄入后不久获得的尿样的放射性核素水平时，应特别谨慎。摄入后应立即排空膀胱，然后获取第二个样品和随后的样品，所有样品都应分析。

5.6. 在头几天后，尿的 24 小时样品通常能为估算摄入量提供最好的基础。在没有取得 24 小时样品的情况下，根据肌酸酐测量可估算总的排泄量。在常规监测具有立即排出成分的放射性核素时，应考虑取样日期，因为在接受照射之前和之后哪怕很短一段时间，所取样品也可能有重大差异。

5.7. 对于氘化水的摄入，氘在尿中的浓度和在体内水中的浓度是一样的，因此能用尿中氘的浓度来估算体内含量和剂量率，而无需参考排泄模型。

粪便

5.8. 粪便样品包含水、从胃肠道的壁上脱落的细胞残骸、通过胃肠道运输的未被吸收废物，包括从肺部清除出来的不可溶物质，以及胆汁中从肝清除出来的代谢产物。每次排放的粪便在数量和成分上变动很大，并强烈取决于日常饮食。由于这个缘故，放射性物质每日从粪便的排出率的可靠估算通常仅能根据 3~4 天内总的收集量，在大多数情况下，单个样品只应用于筛选的目的。

5.9. 假期过后的测量为区分能通过胃肠道快速廓清的那部分吸入放射性核素与周身放射性活度中延迟廓清的部分，以及长期沉积在肺中的不可溶放射性核素创造了条件。因而，当监测长期受长寿命放射性核素照射的工作人员时，最理想的是应在假期之后（至少离岗 10 天）和返回工作环境之前收集粪便样品。

呼气

5.10. 呼气仅对直接呼出或代谢成气体或挥发性液体的少量物质才是重要的排出途径。但是，对于这些情况，测量呼气样品能提供测量排出的放射性活度的简便方法，它排除了大多数其他放射性污染源。对于体内由于摄入 ^{226}Ra 和 ^{228}Ra 而产生的氦和钷射气，已有一些可用于剂量评估的模型[28]。

血液

5.11. 血液样品为估算全身循环中存在的放射性核素提供最直接的信号源，但由于取样过程存在医学限制而不常使用。除少数几个例外外（例如，在标记红血球中的 HTO 、 ^{59}Fe 和 ^{51}Cr ），由于从血流中迅速廓清并沉积在组织中，血液样品只提供关于摄入后全身总放射性的非常有限的信息。

鼻涕

5.12. 不应利用鼻涕来估算摄入量，但在与任务有关的和专门的监测以表明需要附加取样和分析时非常有用，特别是在可能发生锕系元素的照射时，它们也可用于鉴别放射性核素混合物中的各种成分。

组织样品

5.13. 对于局部沉积在伤口中的具有高度放射毒性的放射性核素（例如超铀元素），征求医生意见后，在摄入后立即切除污染通常是可取的。用破坏性和/或非破坏性方法对切除的组织作放射化学分析，能提供关于放射性核素及它们的相对浓度方面的信息，并可能有助于评定血液的摄取量和确定进一步行动的方向。

5.14. 虽然其他生物样品，诸如毛发和牙齿，能用于评定摄入量，但是一般来说它们不能用于定量的剂量评估。尸体解剖时所取的组织样品也可用于评定放射性核素的体内含量。

实物样品

5.15. 实物样品包括空气样品、表面擦拭样品和其他取自工作场所的能用于识别放射性污染物的物理化学形态的物质。根据实物样品中的放射性活度评估摄入量，由于工作场所条件和个人摄入的可能性变动很大而特别不可靠。再者，评估通常必须依据来自照射过程中最初步骤的单个样品，而这个步骤是不能重复的。尽管如此，但对于那些不发射强贯穿辐射的放射性核素和排泄物中发现只有很低浓度的放射性核素，诸如某些吸入的锕系元素，这类实物样品的解释能为评定提供基础。这些样品也可用于表明是否需要附加的个人监测。

空气样品

5.16. 空气样品可用固定的取样器从周围的室内大气中提取，或者用个人空气取样器（PASs）从工作人员的呼吸带提取。对于那些在空气中容易弥散的化合物，诸如放射性气体和蒸气（例如 $^{14}\text{CO}_2$ 和氟化水），来自静态取样器的样品能合理地代表吸入的放射性物质，特别是在小的房间中。但对另一些污染源，诸如悬浮颗粒，这类样品可能导致对吸入物质的放射性活度的估计错算一个数量级或更多，依据污染源、取样器和工作人员的相对位置而定。

5.17. 更有代表性的样品，将从个人空气取样品（PASs）中获得，PAS 是工作人员佩带的自给能系统，它以有规律的速率从最接近的呼吸带抽取样品。但即使是这些样品，也可能导致高估或低估摄入量，其情况取决于关于颗粒大小和呼吸速率的假设的可适用性。为了减少这种不确定性，某些 PAS 系统能阻止那些其颗粒大小不宜吸入颗粒抵达过滤器[15]。

5.18. 两种取样方式都有赖于将通过空气中的放射性物质抽取在收集介质之上。这种介质，从某种程度上来说，是专门针对要收集的物质的，例如，微粒物质能被过滤在粗纤维滤纸上，活性炭过滤层可用于氦气和碘蒸气取样，而氟化水可收集在吸水器中。

5.19. 对气载放射性物质样品的颗粒大小和溶解度进行分析有助于开发用于剂量评估的生物动力学模型（见第 6 章）。空气样品同导出空气浓度值（见第 2 章）的直接比较能用作评估工作场所条件和估算剂量的输入。

表面样品

5.20. 由于为放射性物质从表面转移到体内制定模型存在很大的不确定性，表面放射性核素浓度样品主要用于指明大量摄入的可能性及个人监测的必要性。这类样品也能显示混合物中各种放射性核素的相对量和生物学检验样品中未测到的放射性核素的存在。

5.21. 表面样品通常是用滤纸或拭布这样的材料擦拭表面的规定区域而获

得的。选用这些材料是因为它们有从表面转移预期的污染并在需要分析时将它们释放出来的能力。收集的效率应当对擦拭表面和擦拭材料的组合来确定，但对于用湿润拭布在中等疏松表面进行的擦拭很可能为 10% 左右。

样品处理

5.22. 在处理要用于评估内照射的样品时，应特别小心，首先，要避免处理过程中放射性污染或生物污染的转移；其次，如质量保证大纲所要求的那样（见第 9 章），要确保分析结果和原始样品之间的可追溯联系。

5.23. 至于来自污染的潜在危害，生物污染和放射性污染两者都应考虑。生物样品可能含有病原体，如细菌和病毒。在整个样品变成灰烬或灭菌之前，这些病原体很可能一直是活性的。因此，所有这些样品都应以降低温度储存，最好是冷冻，直到分析时为止。这样处理也能减少象有机结合的氟那样的物质的不希望生物学降解，对于这些物质，分子形态是随后分析中的一个重要因素。防止降解的另一种办法，是用酸处理样品。

5.24. 为确立可追溯性，应维护这样一条监护链，即对样品收集、运输和分析中的每一个步骤，都要编制好相应的文件，以描述和检验已发生的转移。

5.25. 尿、粪便和其他生物样品，不应在污染区中收集，以确保从样品中测得的放射性活度是代表身体的廓清物的。样品应清晰地标记，以表明工作人员的身份以及收集样品的日期和时间。

5.26. 应当将工作人员可能受照射的区域的情况告诉那些负责对样品的分析类型作出决定的人员，特别是如果样品很可能具有高水平的放射性活度，类似可能需要特殊监测（第 3 章）的那种情况。他们知晓任何可能干扰样品分析或其结果解释的药物或治疗的使用情况，也是很重要的。

分析方法

5.27. 生物或实物样品的分析包含用适当的仪器设备探测并量化放射性核素的发射。在许多情况下，放射性核素必须首先从样品基质中分离出来，以允许作灵敏和能再现的探测。在另一些情况下，探测器的局限性妨碍它在具有类似发射的放射性核素（例如，某些锕系元素）之间作出甄别；在这种情况下，在计数之前，样品必须经过元素的化学分离（放射化学分离）。

探测

5.28. 放射测量评定用的仪器可分为三类，即用于测量 α 粒子的仪器、用于测量 β 粒子的仪器和用于测量光子发射的仪器。

5.29. α 粒子可用各种各样技术探测，它们各具优缺点。利用 ZnS 探测器或流气型正比计数器可以进行总 α 放射性活度的最简单的计数。这些方法是有效的，但不能甄别不同能量的 α 粒子，因而不能识别或量化一个混合物中的各种放射性核素。放射化学分离后，使用半导体探测器或屏栅电离室的 α 能谱学方法能量化各个放射性核素，只要它们的能量充分不同，但一般需要很长的计数时间才能达到足够的灵敏度。其它一些方法，如 α 径迹蚀刻，对于一些特殊应用甚至更灵敏，但它们可能要以一个月或更多的时间为周期才能完成一个完整的分析，而且可能不能区分不同的 α 粒子的能量。

5.30. β 粒子最常用液态闪烁计数器探测，特别是对于低能 β 发射体。在某些情况下，在探测器响应上设置能量窗能达到区分混合物中二个或二个以上 β 发射体（诸如氚、 ^{14}C 和 ^{32}P ）的目的。用流气型盖革-弥勒计数器或正比探测器能获得沉积在样品盘或过滤器上的高能 β 发射体的总体测量结果。

5.31. 从实物或生物样品发射的光子通常用 NaI (Tl) 闪烁体或半导体探测器（如高纯锗——见第 4 章）探测。对于能量非常低的 X 射线，如由超铀元素的几种放射性同位素发射的 X 射线，需要特殊的计数方法。

5.32. 也有非放射测量技术可供利用。例如，紫外辐射荧光测定法可用于铀的分析，不管其浓缩度是多少，其他技术，诸如裂变径迹分析、中子活化分析和感应耦合等离子体质谱法（ICP/MS），能用于测量特定的放射性核素，但非常昂贵，仅在特殊情况下才有必要使用。所有这些方法的计数时间取决于样品中的放射性活度、使用的测量设备以及所需的精确度（见附录 II）。

放射化学分离

5.33. 在许多情况下，放射性核素在计数之前应从样品基体中或者从其他元素的放射性同位素中分离出来，以便可靠地确定放射性活度。这个过程在很大程度上是被分离的元素所特有的，但一般包括样品的制备和预浓缩、提纯、源制备和产额测定。一般来说，各种不同的方法可用来将一个特定的放射性核素同干扰源隔开，以改善探测。这个过程的一个重要要素，是要跟踪该放射性核素通过每一步的回收，这样就能可靠地将同原始样品中的浓度关联起来。为了测量本底，应制备一些适用的空白样品。

6. 内照射剂量测定用的生物动力学模型

引言

6.1. 放射性核素的摄入能通过许多途径发生。在职业照射的情况下，摄入的主要途径是吸入，虽然沉积在呼吸系统中的一部分物质将转移到咽喉部并被吞食，造成在胃肠道被吸收的机会。可能发生由直接食入而摄入的情况，而某些放射性核素也可能通过无损伤的皮肤被吸收。皮肤的切口或其他伤口的损伤也可导致放射性核素的摄入（图 2（a））。

图 2（a）摄入、转移和排出途径（基于[8]）；（b）用于表示放射性核素在身体各区（个别元素代谢数据中的例外注出）中的动力学的一般模型（基于[8,9]）。

6.2. 国际放射防护委员会已就根据监测数据评估放射性核素的摄入量及造成的剂量的方法提出建议[8, 9]。对于职业受照的工作人员，国际放射防护委员会已开发出一套描绘通过吸入或食入进入体内的放射性核素的行为模型。这些模型能用于工作场所的监管。

6.3. 对于其他照射途径，摄入多半只可能由于事故而发生，事故的确切性质是不易预测的。因而几乎还没有开发出国际上接受的同放射性核素通过无损伤

的皮肤或通过伤口进入的模型，虽然关于后者的某些信息已经发表[26]。氟化水是一个例外，它很容易通过无损伤的皮肤被吸收。这可能认为对工作场所照射来说，会导致氙的附加摄入（等于吸入的氙的放射性核素活度的50%）[29]，并且可以通过设定适当的 DAC 来管理。因此对空气中的氟化水更有用的参考值将是表 A-II 中给出的 DAC 的三分之二。

6.4. 在第 26 号出版物中，国际放射防护委员会[30]提出使用（组织的）权重因子 w_T 来从个人组织剂量当量计算待积有效剂量当量。这就提供了一种表示外辐射剂量（它对身体所有组织是相对一致的）和放射性核素摄入产生的剂量（它可能是非常不一致的）的常用方法。国际放射防护委员会在其第 30 号出版物[29,31~33]的各部分及增补本中应用了这个建议，第 30 号出版物叙述了用于根据吸入和食入很多种类不同化学形态的放射性核素的摄入量计算器官和组织的剂量当量的生物动力学模型。但是，第 30 号出版物给出的模型并没有全面描述体内放射性核素的生物动力学行为。它们通常是一些简单的隔室模型，叙述物质在用一阶动力学模拟的各室之间的转移。图 2（b）示出国际放射防护委员会在第 30 号出版物中采用的模型结构的基础。这些模型的设计目的主要是用于根据体内结合的放射性核素计算预期剂量和设定摄入量限值。并不打算用它们来解释生物学分析的数据（虽然第 54 号出版物中曾用于这个目的[8]），当放射性核素摄入量很小时，这些模型对于防护目的是足够的。这些模型正不断被更多基于生理学的模型所取代[9]。

6.5. 在 BSS[2]中和国际放射防护委员会 1990 年的建议书[6]中，计算待积有

效剂量的方法是以用于计算待积有效剂量当量的方法为基础的，虽然由于关于辐射对身体组织的晚期影响方面的信息得到改进，组织权重因子的值已作出某些改动，而且更多数量的组织现在已有了规定的权重因子（见表 A-III）。

6.6. 国际放射防护委员会建立的生物动力学模型是打算用于正常情况下的，例如，用于根据常规监测计划进行的测量来估算剂量值。事故情况下剂量值的计算，需要更具体的关于摄入的时间和方式、关于放射性核素的物理化学形态以及关于个人的特征（如身体质量）等方面的信息。关于放射性核素的生物动力学方面的个人特有数据，可通过特殊监测即通过全身或特定部位的重复直接测量和排出量测量获取。

不同进入途径的模型

吸入

6.7. 国际放射防护委员会已发表了用于辐射防护目的的人类呼吸道新模型的细节[19]，下面叙述这个新模型的主要特征。这个模型用于计算 BSS[2]中给出的吸入剂量系数。和以前的模型[29]一样，沉积和廓清是分别处理的。

6.8. 方法上的主要差别是，在国际放射防护委员会的第 30 号出版物中，模型仅计算了对肺的平均剂量，而新模型计算了呼吸道（RT）特定组织的剂量，并考虑到了辐射灵敏度方面的差异。在新模型中，呼吸道被分为五个区（图 3）。胸腔外气道分成前鼻通道 ET_1 以及由后鼻通道和口腔通道、咽和喉组成的 ET_2 。胸腔区则是指支气管区（BB）、细支气管区（bb）和肺泡间质区（AI，气体交换区）。淋巴组织分别同胸腔外气道和胸腔气道相联系（ LN_{ET} 和 LN_{TH} ）。模型中规定了尺寸和换算因数的参考值。

6.9. 对呼吸道各区计算吸入微粒沉积情况，既考虑吸入又考虑呼出。计算是作为颗粒大小、呼吸参数和/或工作负荷的函数完成的，并假定同化学形态无关。对粒径在 0.6nm 活度中值热力学直径（AMTD）到 100 μ m 活度中值空气动力学直径（AMAD）的各种颗粒，给出了与年龄有关的沉积参数缺省值。

在考虑日平均活度模式的基础上，给出了职业受照人员的沉积参数缺省值。BSS[2]中给出了 AMAD 为 $5\ \mu\text{m}$ （当前认为这是工作场所中放射性核素的最恰当的颗粒粒径缺省值[19]）的吸入剂量系数。也给出了 AMAD 为 $1\ \mu\text{m}$ 的剂量系数，AMAD 为 $1\ \mu\text{m}$ 是第 30 号出版物中所用的缺省值（见 BSS 的表 II-III）。AMAD 为 $1\ \mu\text{m}$ 被用作公众的缺省值（见 BSS 的表 I-VII）。

图 3■国际放射防护委员会新模型[19]中规定的呼吸道区。胸腔外气道（ET）分成前鼻通道 ET_1 以及由后鼻通道和口腔通道、咽和喉组成的 ET_2 ，胸腔区则是指支气管区（BB：气管和主支气管），细支气管区（bb：细支气管）和肺泡间质区（AI：气体交换区）。淋巴组织分别同胸腔外气道和胸腔气道相联系（ LN_{ET} 和 LN_{TH} ）。

6.10. 从呼吸道中廓清被看作是二个竞争的过程：颗粒输运（通过粘膜纤毛廓清或转移到淋巴结中）和血液的吸收。

6.11. 颗粒的输运可看成是呼吸道中沉积地点的函数，但与颗粒大小和物质无关。对于大多数区域，与时间有关的机械输运可通过将该区考虑成由不同廓清半排期的几个隔室组成来模拟。例如，AI 区可分为三个隔室，以约 35700 天和 7000 天的生物半排期廓清到 bb 区。同样，bb 和 BB 区有快和慢的廓清隔室。从 AI 区廓清还包括转换到淋巴组织。对于 bb、BB 和 ET，有一些表示物质被组织接收和输运到淋巴组织中的隔室。

6.12. 人血液中的吸收量，取决于沉积在呼吸系统中的放射性核素的物理化学形态，但认为同沉积地点是无关的，不过 ET_1 除外，假设不从该区吸收。这个模型考虑到溶解和吸收到血液中的量随时间的变化。建议使用物质特有的溶解速度，但给出了吸收参数的缺损值，即 F 型（快速）、M 型（中速）和 S 型（慢速），供无法获得特有参数时使用。它们大致分别相当于第 30 号出版物中肺部缺省值的 D（天）、W（周）和 Y（年）的级别，不过肺的各种级别指的是从肺部的总廓清率。

6.13. 不同吸收类型的吸收率，可用近似的生物半排期和沉积在各区中达到体液的物质的相应量来表示，如表 I 所示。对于所有这三种吸收类型，沉积在 ET_1 区中的所有物质借助外来手段（诸如擤鼻涕）排出。在其他区中，大多数没有被吸收的沉积物质通过颗粒输运廓清到胃肠道。转移到淋巴结中物质的少部分，以在呼吸道中相同的速率继续被吸收入体液中。

6.14. 对于工作人员吸入的微粒形态的放射性核素，假定进入呼吸道以及在呼吸道中的区域性沉积情况仅由气溶胶颗粒的大小分布支配。对于气体和蒸气，情况则有所不同，此时在呼吸道的沉积是随物质而异的。几乎所有被吸入气体的分子都同气道表面接触，但通常会返回空气中，除非它们溶解在内表层中或同其发生反应。因此，沉积在各区中的吸入气体或蒸气的份额取决于其溶解度和反应率。但一般说来，气体或蒸气的区域性沉积特性不能机械地从对其物理和化学性质的了解加以预测，而必须从活体实验研究中获取。

表 I 吸收类型

	生物半排期	实例
F 型	100%以生物半排期为 10 分钟被吸收。几乎所有沉积于 BB、bb 和 AI 区中的物质都被快速吸收。沉积在 ET_2 中的半数物质通过颗粒输运廓清到胃肠道，半数被吸收。	铯和碘的所有化合物
M 型	10%以生物半排期为 10 分钟被吸收，90%以 140 天的生物半排期被吸收。沉积于 BB、bb 区的物质的大约 10%以及沉积在 ET_2 区的物质的 5%被快速吸收。沉积在 AI 区的约 70%的物质最终通过吸收达到体液中。	镭和锶的所有化合物
S 型	0.1%以 10 分钟生物半排期被吸收，99.9%以 7000 天的生物半排期被吸收。几乎不从 ET 、BB 或 bb 吸收，沉积在 AI 区中的约 10%的物质通过吸收最终达到体液中。	铀和钚的不可溶化合物

6.15. 根据呼吸道沉积的初步模式，新的模型将气体和蒸气的溶解度/反应率（SR）分成表 II 所示的三个缺省类别。随后在呼吸道的滞留以及进入体液的吸收，决定于气体或蒸气的化学性质。国际放射防护委员会第 68 号出版物 [34]，介绍了将这个模型用于计算工作人员的剂量系数。

6.16. 国际放射防护委员会和 BSS[2]给出的关于气体和蒸气的沉积和廓清的指导性意见类似于用于以微粒形态吸入的放射性核素的呼吸道廓清的意见。对于那些以气体或蒸气形态的放射性核素被吸入可能十分重要的元素，推荐了关于 SR 级别和吸收类型（F 型或 V 型，非常快吸收）的缺省值，在没有进一步信息的情况下，可用于气体和蒸气。仅仅考虑到质量浓度较低时的气体和水蒸气的行为。在 BSS[2]的表 II-IX 中已给出吸入可溶性或可反应的气体和水蒸气的剂量系数。

表 II 可溶性/反应性级别

级 别	说 明	实 例
SR-0 级	不溶和不起反应：在呼吸道中的沉积可忽略不计	^{41}Ar , ^{85}Kr , ^{133}Xe
SR-1 级	可溶解或反应：在整个呼吸道可能发生沉积	氟气, ^{14}CO , ^{131}I 蒸气, ^{195}Hg 蒸气
SR-2 级	高度可溶或反应：完全沉积在胸腔外气道（ ET_2 ）。为计算目的，可认为它们似乎是被直接注入血液中的。	有机化合物和氟化水中的 ^3H

6.17. 新的人体呼吸道模型比国际放射防护委员会第 30 号出版物[29]中给出的肺模型复杂，并具有明显的优点，因为它更逼真地描述了被吸入放射性物质的行为，并能同物质特有的数据一起用于剂量评估和解释生物学检验的信息。

食入

6.18. BSS[2]中用于描述工作人员食入的放射性核素行为的模型是国际放射防护委员会第 30 号出版物[29]中给出的模型。它由四部分组成，即胃、小肠、上段大肠和下段大肠。在胃肠道每一部分的平均停留时间分别为 1、4、13 和 24 小时。摄取到血液中的情况发生在小肠区，用摄取分数(f_1)表示。BSS[2]给出的用于计算工作人员的剂量系数的模型参数同 ICRP 在第 30 号出版物[29]中给出的模型参数相比，唯一的变化是某些 f_1 值。

通过伤口和无损伤皮肤进入

6.19. 通过伤口和无损伤皮肤的进入是放射性核素进入体内的另一些途径。不过大部分物质可能停留在伤口附近，可溶性物质能转移到血液中，从而能转移到身体的其他部分。不可溶物质将慢慢地转移到局部淋巴组织中，它们在那里逐步溶解，并最终进入血液。可变份额的不可溶物质，在这个人生命的剩下时间内，可能残留在伤口处或残留在淋巴组织中。如微粒物质直接进入血液，它主要沉积在肝、脾和骨髓的吞噬细胞中。

6.20. 对于残留在伤口处的不溶放射性物质，伤口附近的组织将受到最大的辐射照射。同医生商议后，可能需要考虑切除受污染的局部组织。为此，必须精确地确定伤口处污染随深度的变化。伤口处的以及局部淋巴结中的吸收剂量可根据沉积物质的放射性活度、有关放射性核素的特性、受照组织的质量和从照射起的时间来评定。如果物质是可溶性的，那么它们可能从伤口处转移到血液中，转移的速度取决于它们的溶解度。在大多数情况下，这种可溶成分的分布，将同从肺或从胃肠道进入血液的物质的分布相似，但对于直接进入血液的某些化学形态的放射性核素可能有例外情况。

6.21. 一些物质，诸如氚标记的化合物、有机碳化合物和碘化合物，能穿透无损伤的皮肤。在这些情况下，一部分放射性将进入血液。为评估由于这种摄入引起的剂量，需要开发专门的模型[35]。例如，氚化有机化合物通过皮肤直接被吸收后的行为，同吸入或食入后的行为有很大区别。对于皮肤污染，

需要考虑受污染皮肤区的当量剂量和有效剂量。

6.22. 一旦全身吸收量已测定[26]，国际放射防护委员会建立的生物动力学模型仅能用于计算可溶部分所产生的有效剂量。

周身性放射性活度

6.23. 摄入量中进入周身循环的那部分称为吸收量。为计算 BSS[2]中的剂量系数，国际放射防护委员会推荐的模型已用于描述进入周身循环的放射性核素的行为。在对体内放射性核素行为的可得数据进行评审的基础上，国际放射防护委员会第 30 号出版物[29,31~33]推荐的一些元素的模型已加以修正，正如第 56、67、69 和 71 号出版物[36~39]中描述的那样。这些修正过的模型也已用于计算 BSS[2]中给定的工作人员剂量系数。用于成人的生物动力学模型的出处在表 III 中示出。

6.24. 许多修正过的用于成人的周身模型仍保持国际放射防护委员会第 30 号出版物给出的模型结构，只是对体内隔室之间的放射性核素分布以及滞留函数略加更改。此外，对许多元素的模型已作了彻底的修正，特别考虑到了放射性核素在隔室之间的再循环。在国际放射防护委员会第 30 号出版物中，一些放射性核素（如 ^{239}Pu ），被认为是“亲骨表面的”。即要滞留在骨表面上。众所周知，这是一个保守的假定，特别是对于发射 α 粒子的放射性核素。从动物研究和人体数据的证据表明，一部分钚由于骨骼生长和更新而被覆盖，而另一部分却能被吸收并重新进入血液。其中，有些可能再次沉积于骨骼和肝，或者被排出。相反，“全骨性分布”的放射性核素，诸如 ^{90}Sr 和 ^{226}Ra ，在第 30 号出版物中被认为是立即分布于整个骨体积的。实际上，这个过程是渐进的，不过它发生得比钚这样的亲骨表面的放射性核素要快。为考虑到已知放射性核素的行为，并计及目前对骨骼生理学的了解，已对钚和其他锕系元素（Cm、Sr、Np 和 Th）[37~39]以及碱土金属（Ca、Sr、Ba 和 Ra）[37~39]开发出通用的模型。经某些修改，碱土金属的模型已用于铅和铀[37, 38]。

6.25. 一些放射性核的衰变产物核素本身也具有放射性。在国际放射防护委

员会第 30 号出版物中，通常假设这些衰变产物将仿效其母体的生物动力学行为，不过惰性气体或碘同位素的少数衰变产物例外。在修正后的生物动力学模型中对于铅、镭、钍和铀的放射性同位素摄入，对母体及其衰变产物已采用各自的周身生物动力学模型。

表III 用于计算工作人员吸入剂量系数的肺吸收类型和
周身放射性活度生物动力学模型的出处

元 素	肺吸收类型 ^a	载有生物动力学模型详细情况的ICRP出版物编号 ^b
氢	G	56
铍	M, S	30, 第3部分
碳	G	56
氟	F, M, S	30, 第2部分
钠	F	30, 第2部分
镁	F, M	30, 第3部分
铝	F, M	30, 第3部分
硅	F, M, S	30, 第3部分
磷	F, M	30, 第1部分
硫	F, M, G	67
氯	F, M	30, 第2部分
钾	F	30, 第2部分
钙	M	30, 第2部分
钪	S	30, 第3部分
钛	F, M, S	30, 第3部分
钒	F, M	30, 第3部分
铬	F, M, S	30, 第2部分
锰	F, M	30, 第1部分
铁	F, M	69
钴	M, S	67

元 素	肺吸收类型 ^a	载有生物动力学模型详细情况的ICRP出版物编号 ^b
镍	F, M, G	67
铜	F, M, S	30, 第2部分
锌	F, M, S	67
镓	F, M	30, 第3部分
锆	F, M	30, 第3部分
砷	M	30, 第3部分
硒	F, M	69
溴	F, M	30, 第2部分
铷	F	30, 第2部分
锶	F, S	67
钇	M, S	30, 第2部分
锆	F, M, S	56和67
铈	M, S	56和67
钼	F, S	67
铊	F	67
钨	F, S, G	56和67
铋	F, M, S	30, 第2部分
钨	F, M, S	30, 第3部分
银	F, M, S	67
镉	F, M, S	30, 第2部分
铟	F, M	30, 第2部分
锡	F, M	30, 第3部分
铊	F, M	69
碲	F, M, G	67
碘	F, G	56和67
铯	F	56和67
钡	F	67

元 素	肺吸收类型 ^a	载有生物动力学模型详细情况的ICRP出版物编号 ^b
镭	F, M	30, 第3部分
钍	M	56和67
镤	M, S	30, 第3部分
钷	M, S	30, 第3部分
铀	M, S	30, 第3部分
钷	M	30, 第3部分
铀	M	30, 第3部分
钷	F, M	30, 第3部分
铀	M	30, 第3部分
钷	M	30, 第3部分
铀	M	30, 第3部分
钷	M	30, 第3部分
铀	M	30, 第3部分
钷	M	30, 第3部分
铀	M, S	30, 第3部分
钷	M, S	30, 第3部分
铀	F, M	30, 第3部分
钷	M, S	30, 第3部分
铀	F	30, 第3部分
钷	F, M	30, 第2部分
铀	F, M, S	30, 第2部分
钷	F, M, S	30, 第2部分
铀	F	30, 第3部分
钷	F, M, S	30, 第2部分
汞(无机)	F, M	30, 第2部分
汞(有机)	F	30, 第2部分
铊	F	30, 第3部分
铅	F	67

元 素	肺吸收类型 ^a	载有生物动力学模型详细情况的ICRP出版物编号 ^b
铋	F, M	30, 第2部分
钋	F, M	67
砷	F, M	30, 第3部分
钫	F	30, 第3部分
镭	M	67
锕	M, S	30, 第3部分
钍	F, M, S	69
镤	M, S	30, 第3部分
铀	F, M, S	69
镎	M	67
钷	M, S	67
铈	M	67
镧	M	71
铈	M	30, 第4部分
镨	M	30, 第4部分
钆	M	30, 第4部分
铽	M	30, 第4部分
铈	M	30, 第4部分
钪	M	30, 第4部分

a 对于微粒：F（快速）；M（中速）或S（慢速）；G表示气体和蒸气。

b 也用于食入剂量系数。

排出

6.26. 在国际放射防护委员会第 30 号出版物描述的生物动力学模型中，对尿和粪便的排出没有给出具体的资料，不过在第 54 号出版物[8]中曾用这些模型解释排出数据。在国际放射防护委员会 1990 年建议书中，已给予膀胱和结肠明确的 w_T 值，在国际放射防护委员会[34]为工作人员提供的经修正的生物动力学模型中，对尿和粪便的排出途径已给出具体资料。

6.27. 假定放射性核素从血液分泌到上段大肠中，使用胃肠道模型来估算丢失在粪便中的周身性放射性活度造成的剂量。为计算膀胱壁的剂量[37]，已修改了膀胱模型。

剂量系数

6.28. 在 BSS[2]中，已对食入和吸入造成的摄入量给出了剂量系数（每单位摄入量的待积有效剂量）。本报告表 A-I 中也给出了选定放射性核素的剂量系数。这些待积有效剂量值是用于特定摄入途径的，不能直接用于评定注入血液中、或从伤口处转移到血液或通过皮肤吸收而形成的剂量。

图 4 粒子大小对在呼吸道不同部位沉积的影响[19]。

6.29. 对于许多放射性核素，剂量系数是对不同的肺吸收类型和/或不同的 f_1 值给出的。对于某给定情况的最适当的值，应根据对工作场所中物质的物理化学性质的了解来选定。在 BSS（表 II-IV 和 II-V）中给出了肠转移因数（ f_1 ）的值和各种元素的不同化学形态的肺部吸收类型。在某些情况下，几乎没有有关摄入特征的信息可以利用，在这种情况下，应使用最有约束性的值（即预示最高剂量的值）。

结合工作场所具体状况的评估

6.30. 在重大的事故照射情况下，在评估组织或器官的当量剂量时，往往需要使用照射条件特有的和受照个人特有的参数值。同样，在常规情况下，可能有必要考虑到特定的照射环境而不是使用缺省参数。呼吸道新模型[34]在没有具体资料可供利用时，采用 $5 \mu\text{m}$ 活度中值空气动力学直径（AMAD）作为颗粒大小的缺省值。气载颗粒的局部沉积受到沉降、碰撞和扩散等机制的作用。整个呼吸系统的沉积量以及吸入剂量系数取决于气溶胶参数，诸如 AMAD。同样，食入剂量系数取决于适当的 f_1 值的选定。

6.31. 依据新的呼吸道模型[19]，与职业照射有关的气溶胶在胸部的沉积量，

在 AI 区最高，但逐渐随颗粒粒径的增大而减少（图 4）。在各区中的沉积量，以及吸入物的化学形态，都对有效剂量产生相当大的影响。因此对于 ^{239}Pu ，M 型和 S 型化合物的待积有效剂量随 AMAD 的增加而逐渐减少，反映出 AI 区和气道（BB 和 bb）中的沉积越来越少（图 4 和图 5）。对于这个实例，计算有效剂量时，假设的 M 型特征比假定的 S 型特征将有更大的约束性。计算表明，其他气溶胶特征，诸如颗粒的密度以及形状因素，对待积有效剂量仅有轻微的影响[40]。

图 5 活度中值气体动力学直径(AMAD)对以 M 型或 S 型化合物吸入的 ^{239}Pu 待积有效剂量的影响[40]。

图 6 解释监测测量结果的一般结构图（虚线表示可能的备选计算方法）。

7. 测量结果的解释

引言

7.1. 直接或间接测量提供存在于体内、身体一部分（诸如特定器官或组织）、生物样品或工作环境样品中的放射性核素数量的信息。这些数据的第一个用途很可能是估算工作人员摄入放射性核素的量。为此目的，使用生物动力学模型和照射模型，前者描述体内和器官内含量以及排出物中的放射性活度随摄入后时间变化的函数关系；而后者把摄入量和工作场所的条件关联起来。另外一种方法是通过对体内放射性活度的测量来直接估算剂量率。如没有足够的测量结果可用于确定滞留函数的话，那么仍需假设一个生物动力学模型才能由直接测量来推算待积剂量。

7.2. 本章的目的是提供解释测量结果的一般性综述，并用摄入 ^{131}I 时的一个简单的剂量评估实例（基于直接和间接监测结果）对这个过程加以说明。图 6 简要示出通用的方法。

7.3. 为计算摄入量的估算值，测得的体内含量或排出率 M 除以摄入后时间 t （通常以天为单位）时仍留在整个体内的部分摄入量（对于直接测量而言）或已从体内排出的那部分摄入量（对于间接测量而言） $m(t)$ ：

$$\text{摄入量} = \frac{M}{m(t)}$$

国际放射防护委员会（ICRP）已发表了选定放射性核素在组织或排出物中通用的 $m(t)$ 值，以及全身放射性活度的滞留函数[8]。国际放射防护委员会第 78 号出版物[9]用更新的生物动力学模型提供了进一步的信息。

7.4. 当可能已发生较大量的摄入时，应根据个人特有的参数（特殊的剂量学方法）作更精确的计算（第 3 章）。如果有多次测量结果可供利用，那么可以获得摄入量的一个最佳估算值，例如通过最小二乘法来获得[41, 42]。

摄入 ^{131}I 时的剂量评估实例

测量数据的出处

7.5. 在核工业、核医学和研究中，存在由放射性碘引起的职业照射。一种常见的照射是由 ^{131}I 引起的，它是一种短寿命放射性同位素（半衰期为 8 天），它衰变时发射 β 粒子（主要射线的平均能量为 0.19 MeV）和 γ 辐射（主要射线的平均能量为 0.36 MeV）[43]。吸入或食入后很快被吸收到体内循环的碘集中在甲状腺中，并主要在尿中排出[34,36]。因此，摄入后， ^{131}I 可以通过测量甲状腺中的放射性活度直接测得，或在尿样中间接测得。

7.6. 在可能发生由于 ^{131}I 引起的职业照射情况下，常规监测计划可以直接测

量甲状腺的结果或间接监测尿样或工作场所样品结果为基础。应根据诸如在当地是否可以有仪器可供使用（因为该同位素是短寿命的）等因素和分析的相应费用以及所需的灵敏度（见第 3 章）选定监测方法。尽管直接测量甲状腺中的活度可为最准确地评估剂量提供基础，但其他方法也可提供充分的监测并且或许更适合特定情况。

碘的模型参数

年龄	f_1	甲状腺 摄入, f	粪便排 出, e	生物半排期 (d)		
				甲状腺 T_a	甲状腺 T_b	身体其他部分 T_c
成人	1	0.3	0.2	0.25	80	12

图 7 成人摄入碘的生物动力学模型（基于[36]）。

生物动力学信息

7.7. 所有常见形态的碘很容易被身体摄取。对于吸入微粒形态的碘，假设肺吸收类型为 F 型，而元素碘蒸气被指定为 SR-级（可溶的和可反应的）、F 型吸收。假定碘从胃肠道吸收为完全吸收，即 $f_1=1$ 。以这些形式摄入的剂量系数在表 A-中给出。

7.8. 国际放射防护委员会推荐的周身碘的最新生物动力学模型[36]（图 7）类似于国际放射防护委员会第 30 号出版物[29]中描述的那种模型。对于成年人，假定达到血液的碘中，有 30%转移到甲状腺，其余 70%在尿中通过膀胱直接排出。在血液中的生物半排期取为 6 小时。结合进入甲状腺激素中的碘以 80 天的生物半排期离开甲状腺而进入其他组织，它们以 12 天的生物半排期停留在那里。大多数碘（80%）随后被释出，通过循环而被甲状腺吸收或直接经尿排出；其余的通过大肠在粪便中排出。由于 ^{131}I 物理半衰期短，这个再循环从待积有效剂量的角度看是不重要的。

直接测量

7.9. 体内的碘-31 通常可用简单的 NaI (T1) 探测器测量甲状腺中的放射性活度来直接监测[7]。在可能遇到碘的放射性同位素混合体的场合， $^{131}\text{I}\gamma$ 发射的光谱测定可能是必要的。

7.10. 举例来说，假定在以 14 天为监测期的常规监测计划中，在一名男性工作人员身上测得 ^{131}I 的甲状腺含量为 3000 Bq。由于在这个工作场所的作业正在进行，假设任何照射都是由吸入微粒形态而非蒸气形态引起的（虽然对于碘，这个假定并不重要）。同样，由食入带来的摄入也导致相同的滞留和排出模式[8,9]，可用相同的方式从监测数据计算待积有效剂量。

7.11. 如果摄入模式不知道，而监测期同第 3 章中给出的指导性意见一致，只要摄入是无规律性的，那么就应该假定急性摄入发生在监测期的中点。以此假定，就能从生物动力学模型看出，AMAD 缺省值为 $5\ \mu\text{m}$ 的、以微粒形态 (F 型) 吸入的放射性物质中，7.4% 在 7 天后仍滞留在甲状腺中[8]。因此， $m(7) = 0.074$ ，而上段所述样品的监测结果将表明摄入量为 41 kBq。应用 BSS[2]和表 A-I 中给出的剂量系数，得出这种摄入的待积有效剂量为 450 μSv 。这样的剂量可能需要后续调查（见第 3 章）。

间接测量

尿

7.12. 直接甲状腺测量后一天，对这个实例中的工作人员采集了 24 小时的尿样，发现样品中含有 30 Bq 的 ^{131}I 。根据 F 型微粒的生物动力学模型，日尿排出量 $m(8)$ 是 1.1×10^{-4} [9]。以此为基础，将计算出摄入量为 270 kBq 和待积有效剂量为 3 mSv（对于 AMAD 为 $5\ \mu\text{m}$ 的气溶胶）。这个实例中没有考虑以前的任何摄入。

工作场所的空气测量

7.13. 在这个实例中，对在监测期内可能发生照射的设施中进行的工作场所空气测量的审查表明， ^{131}I 的浓度通常是较低的，但是变动的。在这段时间内，在几个地方几次短时间记录到 10 到 20 kBq/m^3 的最大浓度（DAC 值的 12 到 25 倍，见表 A II）。在呼吸率缺省值为 $1.2\text{m}^3/\text{h}$ 时，没有呼吸道保护的工作人员在 $20\text{kBq}/\text{m}^3$ 的浓度中工作 1 小时可能接受 24 kBq 的摄入量。如果工作人员不得不这样做，或者，如果不得不以有限的呼吸道保护工作了稍长一段时间，从空气监测得到的摄入量将与从生物学检验测量得到的量是一致的（在这些方法通常可达到的准确度内）。

剂量评估

7.14. 基于直接甲状腺测量算得的摄入量估算值同基于尿中排出的放射性物质的测量算得的估算值之间存在巨大差别，表明至少有一种用于导出这些估算值的缺省值假定是不正确的。虽然人与人之间碘的摄入和代谢存在很大的差异，但这些差异通常并不能解释将近 10 倍的差别。另一方面，尿中 ^{131}I 的排出率明显地随摄入后的时间而减少，在监测期内可减少到千分之一以下，所以关于摄入时间的缺省值假设是误差的一个可能来源。如果假设摄入是在提交尿样前三天（即监测期结束之前二天）而不是监测期的中点（取样前八天）发生的，从尿样测量估算的摄入量将是 21 kBq ，而从甲状腺测量估算的值为 25 kBq ，令人满意地一致。

7.15. 按照生物动力学模型，滞留在甲状腺中的那部分吸入的 ^{131}I 在整个监测期中仅减少到三分之一。在缺乏根据对工作场所可能的照射源进行审查而得出更好的证据的情况下，这种得到改进的假定为剂量评估提供了较可靠的基础。那么，这个实例的待积有效剂量将是 270 μSv 。应当利用再过几天收集的第二个尿样来核实这个结论。

7.16. 从直接甲状腺监测结果算得的待积有效剂量，对于摄入时间的假定，相对来说是不敏感的。由于在尿中的排出随照射后的时间快速变化，直接测量为放射性碘的常规监测的解释提供了可靠得多的基础，不过尿的筛选检查对于探测大量摄入可能仍是足够的。

7.17. 空气浓度测量结果大大超出 DAC 值将引发对曾在工作场所的工作人员进行个人监测。但是，由于它们直接依赖于照射时间、呼吸率、防护水平，以及仅仅大致了解的其他因素，使得基于 ^{131}I 的空气监测来估算摄入量的方法比基于个人测量来估算的方法不可靠得多。

剂量评估中的不确定性

7.18. ICRP 开发的用于描述体内放射性核素的行为（因而也用于评估摄入量）的模型，为剂量评估提供了可供利用的最新方法。但是，在解释监测数据时，仍有一些不确定性应加以考虑。

7.19. 直接方法依赖于全身或局部身体的监测结果。任何测量的准确度，主要取决于放射性活度水平，但也取决于监测设备标定的准确性。任何特定放射性核素的探测限值，可以根据对设备灵敏度和有关区段中本底计数的了解算出。

7.20. 对于间接测量，实物或生物样品中放射性活度水平测量的准确度取决于类似的考虑。但是，准确地界定计数的几何条件通常是可能的，同时，必要时为了得到所有样品（放射性水平非常低或半衰期非常短的样品除外）的可接受的计数统计，计数时间可以延长。

7.21. 根据全身放射性活度或者组织样品或排出物样品中的放射性活度的评估，然后通过用于描述体内放射性核素行为的模型估算出摄入量和剂量。所以，剂量估算的可靠性取决于模型的准确性，以及它们在特定情况下应用的任何限制。这将取决于许多因素。特别是对摄入时间以及对摄入是急性的还是慢性的了解，对于可靠的剂量评定是非常重要的。

7.22. 当取样周期使得放射性核素的生物半排期不能被估算时，为了评估剂量而假定它们在体内具有长的滞留期，这种做法会导致低估摄入量，从而低估待积有效剂量。过高或过低估计剂量的程度，取决于在体内滞留的总体模式。

7.23. 食入或吸入体内的放射性核素的行为，将取决于它们的物理化学特性。对于吸入的放射性核素，颗粒大小在影响在呼吸系统中沉积方面特别主要，而对于食入，肠吸收因子 f_1 能明显地影响有效剂量。对于照射量完全处于摄入限值之内的常规监测，BSS[2]中推荐的参数缺省值可能足以满足评估摄入量的需求。但对于接近或超过这些限值的照射，为改善模型预测的准确度，可能需要关于摄入物的物理和化学形态以及个人特征方面的更具体的信息。

剂量系数和导出空气浓度

7.24. 附件给出了取自 BSS[2]的剂量系数 $e(g)_j$ 以及选定的工作场所中可能很重要的放射性核素的导出空气浓度。根据一年的有效剂量限值为 20 mSv、每年工作时间为 2000 小时和标准的呼吸率为 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ ，算出 DAC，并给出了 AMAD 为 $1 \mu\text{m}$ 和 $5 \mu\text{m}$ 时的 DAC 值。

8. 剂量记录保存和报告

概述

8.1. 剂量记录的保存是指为辐射工作人员制作并保存个人剂量记录。它是监测个人受辐射照射的过程的必不可少的组成部分，有利于总的目的（第 3 章）。关于记录的保存和报告的一般性指导意见，在有关的安全导则[3]中给出。具体关于进入体内的放射性核素产生的剂量的进一步信息，将在下面给出。

8.2. 记录应能为决策提供支持，应证实并有利于遵章，为以后任何时候对结果进行再处理做准备，以及便于同所需的其他记录（如外照射监测和场所监测的记录）协调。因而它们应易于检索，并应防止丢失。这种保护通常通过将几套复制的记录保存在完全分开的地方来实现，这样二个复制件不会在

一次事故中都毁掉。应对每个被监测个人的记录汇总，标以地点、目的、日期和出处，并应使合格人员易读、易懂，而且应完整和准确。可能需要考虑任何适用的国家要求或关于个人资料记录隐私的国际协定。

个人监测的记录保存

8.3. 记录保存的目的、记录的种类和范围以及记录保存系统的大小，取决于国家的要求。记录应包括外辐射和放射性物质摄入的个人监测结果。

8.4. 内照射监测计划中形成的典型记录应包括直接有关的数据以及支持性文件。记录应确保测量结果和剂量评定的可追溯性。直接有关的信息包括样品数据（如收集的日期和时间，以及‘一连串监视’的资料）、取自测量装置的原始数据（特定能带中的计数率）、本底的测量、计数器的标准和校准数据、算得的结果（如体内放射性含量或日排出率）及其统计分析、算得的摄入量估算以及导出这些值的生物动力学模型，和估算出的待积有效剂量及所用的剂量换算因数。支持性文件包括工作程序和实施细则、培训记录、质量保证（QA）程序、质量控制数据（如本底趋向）、最小探测放射性活度的估计值、样品分析结果、设备校准程序和记录，以及标准源的可追溯性。

工作场所监测的记录保存

8.5. 保持工作场所监测记录（如空气取样和表面污染调查记录）的要求，同个人监测记录的要求相似。虽然这种记录也可以为实用辐射防护目的而保存，但这里的讨论仅限于其用于内照射评估。如内照射评估是基于空气样品，那么有关该样品以及收集样品所用的设备的所有数据，应象保存直接测量或排出物分析所得数据一样保存。即使工作场所监测数据并未用于内照射评估，也应保存它们，以备将来核查工作场所的条件。

8.6. 记载控制区和监督区的标志和地点的记录应保存。辐射调查（包括日期、时间、地点、测得的辐射水平以及有关所作测量的任何说明）的记录也应保存，记录应标明所用的仪器以及进行调查的个人。

向管理部门报告信息

8.7. 用于个人和工作场所监测结果的报告程序和准则，应由管理部门或监管机构明确规定。所报告的信息应是能清楚地识别的 and 理解的。通常只报告最终结果。

8.8. 在事故情况下，或者对于可能接近或超过监管限值的潜在摄入，应提供临时结果，以便能着手实施适当的行政管理和其他响应行动。结果应包括测量结果、基于适当的生物动力学模型的指明的摄入量，以及根据相应的剂量系数 $e(g)_j$ 暗示的待积有效剂量。如果适当，可作出后续监测和工作场所所限制的提议。所报告的信息的出处应清楚地标明，任何追加信息的联络点也应标明。最后，应不断地报告测量值和计算值中的不确定性，并伴以一个说明，其中包括可变性的原由已被分析、量化，并传递到标出的不确定性中。

9. 质量保证

引言

9.1. 任何辐射防护计划的持续有效性，依赖于负责执行其各组成部分（包括沿用有效的质量保证大纲）的人员。关于职业照射的一般质量保证（QA）要求，在 BSS[2]中给出，一般的指导性意见在有关的安全导则[3]中给出。本章专门讨论有关摄入放射性核素引起的照射评估问题。

实施和管理

9.2. 质量保证大纲的性质与范围，应与受监测工作人员的数量以及在监测计划将涉及的工作场所中预期会遇到的照射量的大小及照射的可能性相一致。

9.3. 内照射评估计划中涉及的所有人员，都要对其质量负责，以及对实施其质量保证大纲及质量控制（QC）程序负责。某一特定作业的质量，应由实际执行该作业的人员负责。这些人员应积极参与质量控制程序的制定，并在探知违章的方法方面得到培训。管理部门应调动职工发现、报告和纠正违章行为。自下而上把质量保证编制成一个大纲，要比自上而下强制推行质量保证有效得多。为使质量保证大纲有效，所有工作人员必须确信，管理部门期望并鼓励符合其目标的行为。

9.4. 分析实验室或直接测量设施应有一个指定的质量保证代表。这个代表应监测质量控制程序、对该大纲进行内部监查，并负责对所有工作人员在质量保证方面的（普遍意义上的和他们个人工作的具体质量方面的）培训。

9.5. 参考文献[7]给出了评估内照射的直接方法的具体质量控制措施。国家条例可以要求参与测量和内照射剂量评估的设施应通过资格审查。这种资格鉴定大纲将对要执行的质量保证和质量控制作出详细规定。

文件的编制

9.6. 应将内照射评估有关的质量保证大纲仔细周到地编制成文件。质量保证计划的制定，应包含关于实施该大纲及其作业各阶段的一般说明。书面程序应描述每一项任务，并规定质量控制判据。例如，放射性化学分析程序应包含化学产额的可接受限值。质量控制程序应将控制图表以及探测仪器本底、效能和其他性能数值的其他方法的使用编制成文件，并应包含报告和纠正偏差的细则以及考虑到作业中的变化的细则。还应制定将结果编制成文件和报告的程序，正如应制定记录的整理、维护和归档的程序一样。编制的文件应为监查人员从头至尾调查这项作业并评定其真实性提供充分资料。一旦书面程序得到批准，对它们的任何偏离或修正都应得到许可并编制成文件。

人员培训

9.7. 对全体剂量测定服务人员进行恰当地培训，对于保证他们能可靠地执

行其任务是必不可少的。这种培训应包括：

- (a) 他们在质量体系中的特定责任；
- (b) 内照射剂量评估的基本原则和策略；
- (c) 所用方法和程序的原理和细节，及其局限性；
- (d) 他们参与的过程的技术细节和可能的问题；
- (e) 他们的工作同大纲其他部分的关系；
- (f) 关于确认和报告所出现的问题的指导性意见；
- (g) 对整个质量体系及其目的的了解。

实验室装置

9.8. 在未达规定标准的环境中，是难以获得高质量的结果的。应提供足够的实验室和办公空间，安置必要的设备和人员。设备应可靠、稳定，适于它打算从事的任务，程序应制定好，以防止放射性核素污染测量设备。为了使设备在关键时刻（诸如在应急情况下）失效的概率降至最小，应制定预防性维护大纲。应将实施剂量测定服务作业并无直接关系的活动分开，以避免不必要的干扰。还应考虑到工作条件的一般安全问题。

9.9. 通风装置、通风柜及实验台空间，对于放射化学作业是必不可少的。应对探测器（包括直接评价设备中使用的探测器）提供屏蔽装置。所有装置的出入控制，对于保护敏感的设备，以及维护记录的适当机密性，都是必须的。设施应有一个相当连续的地面覆盖层（例如聚乙烯薄膜），以便于清洗和去污。

9.10. 对工作场所应适当控制，以确保任何设备都不会遭遇到很可能会影响其性能的情况。应加以控制的因素包括温度、湿度、亮度级别、灰尘和活性化学蒸气。

9.11. 需要一个稳定的电源，使电压和交流电频率保持在所用设备的技术要求之内。应使杂散电磁场减至最小，以免影响设备。

9.12. 应为用于直接测量的设施提供更衣室和淋浴设备。

性能评价

9.13. 应建立一个制度，以提供整个内照射剂量测定服务性能的质量指标。这样的制度是对设备和程序进行检验用的一个常规大纲。所有检验结果，应连同检验导致的对程序的任何修正，一并编制成文件。

9.14. 作为其质量保证大纲的一部分，测量设备可确定掺料样品（即放射性核素含量事先已知的样品）分析用的性能标准。性能标准应是对测量结果的可接受性明确界定的限值，这种可接受的测量结果是样品中放射性核素的含量相对于这种测量方法的最小可探测放射性活度（MDA）之间的函数关系。例如，当真值至少是这种方法的 MDA 值的五倍时，粪便中 ^{239}Pu 分析的可接受结果可以是一个处于真值的 0.75 至 1.5 倍范围内的测量值。同样，当真值是这种方法的 MDA 值的十倍时，人体模型的肺中 ^{241}Am 直接测量的可接受结果可能是一个介于 0.75 至 1.5 倍真值范围内的测量值[44]。

9.15. 也应对重复测量值的精确度确定性能标准，亦即，如果含量真值是这种方法的 MDA 值的五倍，那么同一样品相继测量之间的变化应不超过 30%。如果放射性活度很低，以致于随机统计误差占主导地位，那么性能标准不能严于统计涨落容许值。

9.16. 打算用于性能评估的样品的分析，至少应以一种单个盲样的方式进行，也就是说，虽然评估用样品可以与用于性能评估的那个样品相同，但是分析人员也不应事先知道真值。在双盲样评估中，并不告诉分析人员这个样品同常规样品有任何不一样的地方。虽然双盲样方式评估可能给出实验室能力的更真实图象，但这种评估从数理逻辑上来说是难以进行的。

9.17. 用于内照射剂量测定的直接或间接测量的实验室，应参加国家和国际的比对活动。在许多国家中，已有直接测量的国家比对计划，国际比对也正在协调中[45~49]。同样，间接测量的国家的和国际的比对活动也已协调好，例如已由法国原子能委员会（CEA）协调[50]。此外，应进行定期监查或评议，以核实对质量保证大纲的遵守和内照射剂量测定计划的有效性。用于进行监查和评议的指导性意见在有关的安全导则中给出[3]。

签订监测服务合同

9.18. 对许多营运者（注册者和许可证持有者）来说，根据合同从供应商那里得到剂量测量服务可能是必要的。这对于劳动队伍很小的营运者，例如在辐射防护和内照射剂量测定方面的知识和/或经验可能有限的大学实验室和小医院，特别适用。但是，在签订商业性剂量测定服务合同时，他们应确保与供应商有足够的沟通和理解，以获得有效的剂量测定计划。应考虑到下述事项：

- (a) 监管方面的要求；
- (b) 直接和间接剂量评估方法的类型，及其局限性；
- (c) 设备和服务的质量记录、参考资料或证书；
- (d) 监测周期的选择；
- (e) 收集生物学检验样品或为身体监测作准备的方法；
- (f) 剂量记录的保存、结果的报告、客户剂量的登记、可查询性和保密性；
- (g) 结果的解释（量、剂量限值、天然本底、净剂量、剂量测定系统的探测上限和下限，等等）；
- (h) 订购、变更和取消监测服务的程序；
- (i) 需要从营运者那里得到的信息；

- (j) 费用；
- (k) 允许剂量测定服务订购（或取消）有效所需要的时间；
- (l) 由商业性服务机构提供的关于常规和/或特殊服务方面的信息，诸如在异常高剂量情况下用电话或电传立即报告、应急处理以及在有关技术、科学和法律事务方面提出建议。

附录 I 关于个人监测建议的准则

I.1. BSS[2, 第 I.33 条]要求: “对于通常受雇于控制区的任何工作人员或偶尔在控制区工作但可能接受显著职业照射的任何工作人员, 在适当、适宜和可行时, 必须实行个人监测”。

I.2. 在决定个人监测的适宜性时, 应考虑许多因素。这些因素包括但不限于存在的放射性物质的量、物质的放射性毒性、进行的作业的性质以及所采用的包容技术。合格专家的意见可以用于帮助做出关于监测的决定。

I.3. 在根据一年的待积有效剂量达到 1mSv 或更高这种可能性来评价是否需要个人监测时, 一些因子需要加以考虑, 其中包括:

- (i) 基于被处理物质的物理和化学性质的物理形态安全因子 f_{fs} 。在大多数情况下, 应给予 $f_{fs}0.01$ 的值, 但是, 在它能被证明是合理的一些场合, 可以使用 0.001 的值;
- (ii) 基于所进行的操作的经验和物质的形态的操作安全因子 f_{hs} ; 和
- (iii) 基于使用永久性实验室防护设备 (例如手套箱、通风柜) 的防护安全因子 f_{ps} 。

I.4. 虽然个人防护措施 (例如使用面罩) 提供了一种附加的安全要素, 但在作出关于需要个人监测的决定时, 这些措施不应加以考虑。如果使用个人防护措施, 那么应进行个人监测以确认这些措施的有效性。

I.5. 对于一般应用, 建议的 f_{hs} 值和 f_{ps} 值分别在表 IV 和 V 中给出[51], 但应对影响各个案的相关事项给予适当考虑。所用物质的形态 (例如挥发性液体, 粉末) 有时可以直接地 (即通过 f_{fs}) 和间接地——通过所采取的防护措施的有效系数 (即通过 f_{hs} 和/或 f_{ps}) ——加以考虑。以下说明在决定是否需要进行监测时, 如何运用上述因子。

表 IV 操作安全因子

操作过程	操作安全因子 f_{hs}
贮存（储备溶液）	0.01
非常简单的湿式作业	0.1
正常的化学作业	1
具有溢出危险的复杂湿式作业	10
简单的干式作业	10
处理挥发性化合物	100
干式和多尘作业	100

表 V 防护安全因子

防护措施	防护安全因子 f_{ps}
开放式台架作业	1
通风柜	0.1
手套箱	0.01

I.6. 对于一种特定的实践，一个特定放射性核素的‘决定因子’ d_j 可定义为：

$$d_j = \frac{A_j e(g)_{j.inh} f_{fs} f_{hs} f_{ps}}{0.001}$$

式中 A_j 是工作场所中存在的放射性核素 j 一年中的累积放射性活度， $e(g)_{j.inh}$ 是吸入放射性核素 j 的剂量系数（Sv/Bq）（根据 BSS 表 II-III[2]，工作场所的 AMAD 值通常取为 $5 \mu\text{m}$ ），和 0.001 是从 Sv 转换成 mSv 的转换因子。如果 f_{fs} 存在 0.01 的缺省值，上述方程可简化为：

$$d_j = 10 A_j e(g)_{j.inh} f_{hs} f_{ps}$$

工作场所中所有核素的决定因数 D 由下式给出：

$$D = \sum_j d_j$$

于是，如果 D 等于或大于 1，表明需要个人监测；如果 D 小于 1，个人监测可能并不必要。

I.7. 对于在开放式工作台 ($f_{hs}=1$) 上以通常的化学操作的单个放射性核素，($f_{ps}=1$)、且 f_{fs} 的缺省值为 0.01，那么为了给出 d_j 值为 $d_j=1$ 所需的放射性活度将等于相关的摄入量限值的五倍（第 2 章）。

I.8. 在工作场所中存在一种以上的放射性核素时，对各种放射性核素进行个人监测的决定可以基于如下准则：

- (i) 对所有 $d_j \geq 1$ 的放射性核素的情况，应进行监测；
- (ii) 当 $D \geq 1$ 时应对 $d_j \geq 0.3$ 的放射性核素进行监测；和
- (iii) d_j 比 0.1 小得多的放射性核素的监测，是不必要的。

I.9. 作为一个实例，我们来研究于通风柜中在正常的化学操作期间处理 ^{239}Pu 的不可溶氧化物的工作场所。假定工作场所的 AMAD 缺省值为 $5\mu\text{m}$ ， f_{fs} 、 f_{hs} 和 f_{ps} 的值分别取为 0.01、1.0 和 0.1。那么上述方程变成：

$$\begin{aligned}d_{\text{Pu}239} &= 10A_{\text{Pu}239} \times 8.3 \times 10^{-6} \times 1 \times 0.1 \\ &= 8.3 \times 10^{-6} A_{\text{Pu}239}\end{aligned}$$

由此，如果 $A_{\text{Pu}239}$ (^{239}Pu 的放射性活度) 大于下列值：

$$\frac{1}{8.3 \times 10^{-6}} = 1.2 \times 10^5 \text{Bq}$$

则需要个人监测。否则，将不需要进行个人监测。

I.10. 如果在同一工作场所还操作 ^{137}Cs 、 ^{239}Pu 的决定因子 $d_{\text{Pu}239}$ 同以前一样，而 ^{137}Cs 的决定因子将由下式给出：

$$d_{\text{Cs137}}=6.7 \times 10^{-9} A_{\text{Cs137}}$$

式中 A_{Cs137} 是工作场所中存在的 ^{137}Cs 的放射性活度。如果：

$$D=8.3 \times 10^{-6} A_{\text{Pu239}}+6.7 \times 10^{-9} A_{\text{Cs137}} \geq 1$$

那么将对任何 $d_j \geq 0.3$ 的核素进行个人监测，也就是说，对于 ^{239}Pu ，如果 A_{Pu239} 大于 36 kBq，以及对于 ^{137}Cs ，如果 A_{Cs137} 大于 45 MBq，则应进行个人监测。如果 $D \geq 1$ ，对于 ^{239}Pu ，如果 A_{Pu239} 比 12 kBq 小得多，以及对于 ^{137}Cs ，如果 A_{Cs137} 比 15 MBq 小得多，那么个人监测是不必要的。

I.11. 对于满足上述准则的作业，如果工作是连续进行的，那么个人监测应作为常规监测计划的一部分进行；或者，如果作业是偶然进行的，那么应作为任务相关监测计划的一部分对各工作人员进行监测。此外，如发生可能导致放射性物质摄入的事故（例如，通风柜失效，或容器破损），应对事故涉及的人员进行特殊监测，无论他们是不是常规监测计划的一部分。

I.12. 此外，某些工作人员可能被指派承担不同工作场所的多项任务。对这样一种工作人员是否需要个人监测的决定，应在仔细地审议该工作人员所有职责的基础上作出。

I.13. 关于工作场所的分类和监测要求的更详细指南，在参考文献[52]中给出。

附录 II 测量方法的探测限值

II.1. 所有测量方法都有探测限值。它们是由一些因素造成的，诸如天然放射性、计数率中的统计涨落以及同样品制备和分析有关的因素。因此，摄入量的探测也是有限的。小于测量方法探测限值的摄入量引起的剂量将会漏掉。

II.2. 在报告和解释分析测量结果时，充分了解统计可探测性的基本概述是很关键的。这种了解对于作出评估放射性核素摄入量的各种直接和间接测量方法的可接受性的决定是必要的。下面给出这个概念的简要说明；更详细的资料在 Currie[53]以及 Altshuler 和 Pasternack[54]的评述中给出，适用于直接和间接监测的统计方法的全面分析，在保健物理学会标准 N13.30[44]中给出。

II.3. 最小有效放射性活度（MSA）——常常称为决定性限值或临界水平（ L_C ），相当于显著超过特定测量方法本底响应的最小信号。它相当于随机涨落本底响应的水平，在不存在放射性样品时，将仅以某种低的概率 α 超过这个水平。通常， α 取为 0.05，这样，一个相当于 MSA 水平的沉积放射性活度的净信号，可以看成是以 9.5%的概率表明存在放射性物质。如果象通常的情况那样，净计数中的随机涨落遵循正常分布，MSA 将相当于 1.65σ ，其中 σ 是该分布的标准偏差。低于这个水平的评定报告，可以合理地声明：放射性物质‘未被探测到’，或者放射性活度‘低于探测限值’。以 MSA 水平存在的放射性物质不一定能探测到：在这样一种情况下，将有 50%的概率得到一个相应于 MSA 或低于 MSA 的沉积量的净记录信号。

II.4. 最小可探测放射性活度（MDA）——常常称为探测限值（ L_D ），相当于为了以某种选定的置信度 β 确保按照其超过 MSA 的判据将测得净信号所需的放射性活度水平。如果 $\beta=\alpha$ ，和按通常惯例 α 和 β 都取为 0.05，那么，如下所示，数学处理是简单的。

MSA 和 MDA 的评定

II.5. 下列公式可以象在参考文献[53, 54]中那样, 或通过模拟处理来导出, 该公式涉及样品和本底计数率的简单对比。下面, 仅考虑那些同计数统计相关的变化。如果 n_b 是本底计数率, t_s 和 t_b 分别是样品和本底相关测量的计数时间, F 是校准因子 (样品中每单位放射性活度的计数率), 而且假定 95% 的置信区间仍适用 (即 $\alpha=\beta=0.05$), 那么:

$$MSA = \frac{1.56}{F} \sqrt{\frac{n_b}{t_s} \left(1 + \frac{t_s}{t_b} \right)}$$

对于以相等的计数时间测量样品和本底, 即 $t_s=t_b$, 公式可简化为:

$$MSA = \frac{2.33\sigma_b}{F}$$

式中 σ_b 是本底计数率的标准偏差, 由下式给出:

$$\sigma_b = \sqrt{\frac{n_b}{t_b}}$$

测量的 MDA 值由下式给出:

$$MDA = \frac{3}{Ft_s} + 2MSA$$

上式第一项代表总计数很低时泊松计数统计的非正态修正[44], 如果象通常应用的那样:

$$n_b t_s \gg \frac{0.7}{1 + \frac{t_s}{t_b}}$$

该项可略去不计。

II.6. 这些 MSA 和 MDA 公式仅考虑了探测过程中的变化。通过乘以适当的转换因数，例如对于部分的放射化学产额和计数效率，它们可以同测量方法总 MSA 和 MDA 值发生关系，但是，总值将不考虑这些附加因素中的变化，因此可能低估方法的 MDA 值。保健物理标准 N13.30 全面描述了当这种附加变化重要时可采用的分析方法[44]。

II.7. 但是，在许多情况下，本底和样品计数中的可变性大于仅根据计数统计中泊松变化所预期的值。这种额外的变化，例如可能是由于样品中存在可变的天然放射性水平。在这样的环境下，测得的本底（和样品）计数的分布可能是近似正态的，这时，用测得的标准偏差 σ_m 能导出直接修正值[55]。在其他情况下，分布可能不是正态的，例如对数正态分布，这时，仍可进行适当的（但并不是简单的）修正。这样的例子可能是核武器大气层试验或切尔诺贝利事故后居民体内存在 ^{137}Cs ，但必须将来自职业源的内污染同来自这些事件的内污染区分开。

II.8. 应强调的是，假若在对探测限值的确定和显著性的计算时没有考虑到所有可变性来源的话，所得出的方法探测能力将会是高估的。

参考文献

- [1] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 120, IAEA, Vienna (1996).
- [2] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).
- [3] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR OFFICE, Occupational Radiation Protection, Safety Standards Series No. RS-G-1.1, IAEA, Vienna (1999).
- [4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR OFFICE, Assessment of Occupational Exposure due to External Sources of Radiation, Safety Standards Series No. RS-G-1.3, IAEA, Vienna (1999).
- [5] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, General Principles for the Radiation Protection of Workers, Publication No. 75, Elsevier Science, Oxford and New York (1997).
- [6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication No. 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body, Safety Series No. 114, IAEA, Vienna (1996).
- [8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation, Publication No. 54, Pergamon Press, Oxford and New York (1988).
- [9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers: Replacement of ICRP Publication 54, ICRP Publication No. 78, Elsevier Science, Oxford and New York (1997).
- [10] LIPSZTEIN, J.L., GRYNPAY, D., DANTAS, B.M., BERTELLI, L., WRENN, M.E., Thorium exposure: problems in bioassay interpretation, J. Radioanal. Nucl. Chem. 156 2 (1992) 389–400.

- [11] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection against Radon-222 at Home and at Work, Publication No. 65, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).
- [12] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiation Protection of Workers in the Mining and Milling of Radioactive Ores, 1983 Edition, Code of Practice and Technical Addendum sponsored by IAEA, ILO, WHO, Safety Series No. 26, IAEA, Vienna (1983).
- [13] HARIDASAN, T.K., SURENDRAN, T., SHARMA, R.C., KRISHNAMONY, S., Detection systems for monitoring intakes of actinides at Trombay, Radiat. Prot. Dosim. 51 1 (1994) 47–58.
- [14] SURENDRAN, T., HARIDASAN, T.K., SHARMA, R.C., KRISHNAMONY, S., Experiences at Trombay in monitoring actinide intakes by occupational workers by direct external counting, Radiat. Prot. Dosim. 59 1 (1995) 15–24.
- [15] RAABE, O.G., “haracterization of radioactive airborne particles” , Internal Radiation Dosimetry (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 111–142.
- [16] SKRABLE, K.W., CHABOT, G.E., FRENCH, C.S., LABONE, T.R., “ Use of multicompartment models of retention for internally deposited radionuclides” , Internal Radiation Dosimetry (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 271–354.
- [17] EUROPEAN UNION, Council Directive 96/29/EURATOM of 13 May 1996 laying down the basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation, Official Journal of the European Communities No. L 159/1, Luxembourg (1996).
- [18] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Report of the Task Group on Reference Man, Publication No. 23, Pergamon Press, Oxford and New York (1975).
- [19] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Publication No. 66, Elsevier Science, Oxford and New York (1994).
- [20] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessment and Treatment of External and Internal Radionuclide Contamination, IAEA-TECDOC-869, Vienna (1996).
- [21] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Diagnosis and Treatment of Radiation Injuries, Safety Reports Series No. 2, IAEA, Vienna (1998).
- [22] THOMPSON, R.C., 1976 Hanford americium exposure incident: overview and perspective, Health Phys. 45 (1983) 837–845.
- [23] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Radiological Accident in Goiânia, IAEA, Vienna (1989).
- [24] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Rapid Monitoring of Large Groups of

- Internally Contaminated People Following a Radiation Accident, IAEA-TECDOC-746, Vienna (1994).
- [25] BREITENSTEIN, B.D., PALMER, H.E., Lifetime follow-up of the 1976 americium accident victim, *Radiat. Prot. Dosim.* 26 (1989) 317–322.
- [26] PIECHOWSKI, J., Evaluation of systemic exposure resulting from wounds contaminated by radioactive products, *Indian Bull. Radiat. Prot.* 18 1–2 (1995) 8–14.
- [27] SHARMA, R.C., HARIDASAN, T.K., SURENDRAN, T., False indications of an actinide lung burden arising from a contaminated finger wound, *Health Phys.* 73 5 (1997) 820–825.
- [28] TOOHEY, R.E., KEANE, A.T., RUNDO, J., Measurement techniques for radium and the actinides in man at the Center for Human Radiobiology, *Health Phys.* 44 Suppl. 1 (1983) 323–341.
- [29] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 1, Pergamon Press, Oxford and New York (1979).
- [30] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication No. 26, Pergamon Press, Oxford and New York (1977).
- [31] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 2, Pergamon Press, Oxford and New York (1980).
- [32] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 30, Part 3 (including Addendum to Parts 1 and 2), Pergamon Press, Oxford and New York (1981).
- [33] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers: An Addendum, Publication No. 30, Part 4, Pergamon Press, Oxford and New York (1988).
- [34] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers, Publication No. 68, Elsevier Science, Oxford (1994).
- [35] EAKINS, J.D., HUTCHINSON, W.P., LALLY, A.F., The radiological hazard from tritium sorbed onto metal surfaces, *Health Phys.* 28 (1975) 213–224.
- [36] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1, Publication No. 56, Pergamon Press, Oxford and New York (1989).
- [37] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 67, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).

- [38] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 69, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).
- [39] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4, Inhalation Dose Coefficients, Publication No. 71, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).
- [40] ISHIGURE, N., INABA, J., Effect of aerosol characteristics on internal dose of inhaled ²³⁹Pu according to the new ICRP respiratory tract model, *Jpn J. Health Phys.* 30 (1995) 227–239.
- [41] LESSARD, E.T., et al., Interpretation of Bioassay Measurements, NUREG/CR-4884, Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC (1987).
- [42] SKRABLE, K.W., CHABOT, G.E., FRENCH, C.S., LABONE, T.R., “Estimation of intakes from repetitive bioassay measurements” , Internal Radiation Dosimetry (RAABE, O.G., Ed.), Medical Physics Publishing, Madison, WI (1994) 431–460.
- [43] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions, Publication No. 38, Pergamon Press, Oxford and New York (1983).
- [44] HEALTH PHYSICS SOCIETY, Performance Criteria for Radiobioassay: American National Standards Institute HPS N13.30-1996, Health Physics Society, McLean, VA (1996).
- [45] RAMSDEN, D., et al., Laboratory intercomparison of methods used for the assessment of systemic burdens of plutonium, *Radiat. Prot. Dosim.* 30 2 (1990) 95–99.
- [46] RAMSDEN, D., et al., Laboratory intercomparisons on internal dosimetry — Part II, *Radiat. Prot. Dosim.* 42 2 (1992) 97–102.
- [47] GIBSON, J.A.B., et al., A European Intercomparison of Methods used for the Assessment of Intakes of Internally Deposited Radionuclides, EUR 14195, European Commission, Luxembourg (1994).
- [48] HUI, T.E., LOESCH, R.M., RADDATZ, C., FISHER, D.R., MCDONALD, J.C., An internal dosimetry intercomparison study, *Health Phys.* 67 3 (1994) 217–225.
- [49] KRAMER, G.H., LOESCH, R.M., OLSEN, P.C., “The Canadian National Calibration Reference Center for In Vivo Monitoring and the United States Department of Energy” International In Vivo Intercomparison“, IRPA 9, 1996 International Congress on Radiation Protection (Proc. Congr. Vienna, 1996), Vol. 2, International Radiation Protection Association, Vienna (1996) 409–411.
- [50] BERARD, P., CAVADORE, D., HARDUIN, J.C., Inter-laboratory comparisons: determination of actinides in excreta, *J. Radioan. Nucl. Chem.* 197 2 (1995) 357–368.

- [51] STEERE, N.V. (Ed.), Handbook of Laboratory Safety, 2nd Edition, Chemical Rubber Company, Cleveland, OH (1971) 435–441.
- [52] HUDSON, A.P., SHAW, J., Categorisation and Designation of Working Areas in which Unsealed Radioactive Materials are Used, NRPB-M443, National Radiation Protection Board, Chilton (1993).
- [53] CURRIE, L.A., Limits for qualitative detection and quantitative determination, Anal. Chem. 40 (1968) 586–593.
- [54] ALTSHULER, B., PASTERNAK, B., Statistical measures of the lower limit of detection of a radioactivity counter, Health Phys. 9 (1963) 293–298.
- [55] BUCINA, I., MALATOVA, I., “Some remarks on statistical measures for the lower limit of detection” , Low-level Counting and Spectrometry (Proc. Third International Conf. Bratislava, 1985), VEDA, Bratislava (1987).

附件 基本数据

表A-I 选定放射性核素的剂量系数（取自[A-1]）

放射性核素	吸 入			食 入	
	类型/形态 ^a	$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		f_i	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		AMAD=1 μ m	AMAD=5 μ m		
氢-3	HTO ^c	1.8×10^{-11b}		1	1.8×10^{-11}
	OBT	4.1×10^{-11b}		1	4.2×10^{-11}
	气体	1.8×10^{-15b}			
碳-14	蒸气	5.8×10^{-10b}		1	5.8×10^{-10}
	CO ₂	6.2×10^{-12b}			
	CO	8.0×10^{-13b}			
磷-32	F	8.0×10^{-10}	1.1×10^{-9}	0.8	2.3×10^{-10}
	M	3.2×10^{-9}	2.9×10^{-9}		
铁-55	F	7.7×10^{-10}	9.2×10^{-10}	0.1	3.3×10^{-10}
	M	3.7×10^{-10}	3.3×10^{-10}		
铁-59	F	2.2×10^{-9}	3.0×10^{-9}	0.1	1.8×10^{-9}
	M	3.5×10^{-9}	3.2×10^{-9}		
钴-60	M	9.6×10^{-9}	7.1×10^{-9}	0.1	3.4×10^{-9}
	S	2.9×10^{-8}	1.7×10^{-8}	0.05	2.5×10^{-9}
铯-85	F	3.9×10^{-10}	5.6×10^{-10}	0.3	5.6×10^{-10}
	S	7.7×10^{-10}	6.4×10^{-10}	0.01	3.3×10^{-10}
铯-89	F	1.0×10^{-9}	1.4×10^{-9}	0.3	2.6×10^{-9}
	S	7.5×10^{-9}	5.6×10^{-9}	0.01	2.3×10^{-9}
铯-90	F	2.4×10^{-8}	3.0×10^{-8}	0.3	2.8×10^{-8}
	S	1.5×10^{-7}	7.7×10^{-8}	0.01	2.7×10^{-9}

放射性核素	吸入			食入	
	类型/形态 ^a	$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		f_i	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		AMAD=1 μ m	AMAD=5 μ m		
钍-95	F	2.5×10^{-9}	3.0×10^{-9}	0.002	8.8×10^{-10}
	M	4.5×10^{-9}	3.6×10^{-9}		
	S	5.5×10^{-9}	4.2×10^{-9}		
镭-95	M	1.4×10^{-9}	1.3×10^{-9}	0.01	5.8×10^{-10}
	S	1.6×10^{-9}	1.3×10^{-9}		
钷-106	F	8.0×10^{-9}	9.8×10^{-9}	0.05	7.0×10^{-9}
	M	2.6×10^{-8}	1.7×10^{-8}		
	S	6.2×10^{-8}	3.5×10^{-8}		
铈-125	F	1.4×10^{-9}	1.7×10^{-9}	0.1	1.1×10^{-9}
	M	4.5×10^{-9}	3.3×10^{-9}		
碘-125	F	5.3×10^{-9}	7.3×10^{-9}	1.0	1.5×10^{-8}
	V	1.4×10^{-8b}			
碘-131	F	7.6×10^{-9}	1.1×10^{-8}	1.0	2.2×10^{-8}
	V	2.0×10^{-8b}			
铯-134	F	6.8×10^{-9}	9.6×10^{-9}	1.0	1.9×10^{-8}
铯-137	F	4.8×10^{-9}	6.7×10^{-9}	1.0	1.3×10^{-8}
钷-144	M	3.4×10^{-8}	2.3×10^{-8}	5×10^{-4}	5.2×10^{-9}
	S	4.9×10^{-8}	2.9×10^{-8}		
钷-210	F	6.0×10^{-7}	7.1×10^{-7}	0.1	2.4×10^{-7}
	M	3.0×10^{-6}	2.2×10^{-6}		
钷-210	F	8.9×10^{-7}	1.1×10^{-6}	0.2	6.8×10^{-7}
镭-226	M	3.2×10^{-6}	2.2×10^{-6}	0.2	2.8×10^{-7}
镭-228	M	2.6×10^{-6}	1.7×10^{-6}	0.2	6.7×10^{-7}
钷-228	M	3.1×10^{-5}	2.3×10^{-5}	5×10^{-4}	7.0×10^{-8}

放射性核素	吸入			食入	
	类型/形态 ^a	$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		f_i	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		AMAD=1 μ m	AMAD=5 μ m		
钍-232	S	3.9×10^{-5}	3.2×10^{-5}	2×10^{-4}	3.5×10^{-8}
	M	4.2×10^{-5}	2.9×10^{-5}	5×10^{-4}	2.2×10^{-7}
	S	2.3×10^{-5}	1.2×10^{-5}	2×10^{-4}	9.2×10^{-8}
钍-234	F	5.5×10^{-7}	6.4×10^{-7}	0.02	4.9×10^{-8}
	M	3.1×10^{-6}	2.1×10^{-6}	0.002	8.3×10^{-9}
	S	8.5×10^{-6}	6.8×10^{-6}		
钍-235	F	5.1×10^{-7}	6.0×10^{-7}	0.02	4.6×10^{-8}
	M	2.8×10^{-6}	1.8×10^{-6}	0.002	8.3×10^{-9}
	S	7.7×10^{-6}	6.1×10^{-6}		
钍-238	F	4.9×10^{-7}	5.8×10^{-7}	0.02	4.4×10^{-8}
	M	2.6×10^{-6}	1.6×10^{-6}	0.002	7.6×10^{-9}
	S	7.3×10^{-6}	5.7×10^{-6}		
镭-227	M	2.1×10^{-5}	1.5×10^{-5}	5×10^{-4}	1.1×10^{-7}
镭-229	M	9.0×10^{-10}	1.1×10^{-9}	5×10^{-4}	8.0×10^{-10}
钷-238	M	4.3×10^{-5}	3.0×10^{-5}	5×10^{-4}	2.3×10^{-7}
	S	1.5×10^{-5}	1.1×10^{-5}	1×10^{-5}	8.8×10^{-9}
				1×10^{-4}	4.9×10^{-8}
钷-239	M	4.7×10^{-5}	3.2×10^{-5}	5×10^{-4}	2.5×10^{-7}
	S	1.5×10^{-5}	8.3×10^{-6}	1×10^{-5}	9.0×10^{-9}
				1×10^{-4}	5.3×10^{-8}
钷-240	M	4.7×10^{-5}	3.2×10^{-5}	5×10^{-4}	2.5×10^{-7}
	S	1.5×10^{-5}	8.3×10^{-6}	1×10^{-5}	9.0×10^{-9}
				1×10^{-4}	5.3×10^{-8}
钷-241	M	8.5×10^{-7}	5.8×10^{-7}	5×10^{-4}	4.7×10^{-9}
	S	1.6×10^{-7}	8.4×10^{-8}	1×10^{-5}	1.1×10^{-10}

放射性核素	吸入			食入	
	类型/形态 ^a	$e(g)_{inh}$ (Sv/Bq)		f_i	$e(g)_{ing}$ (Sv/Bq)
		AMAD=1 μ m	AMAD=5 μ m		
钨-241	M	3.9×10^{-5}	2.7×10^{-5}	1×10^{-4}	9.6×10^{-10}
钨-242	M	4.8×10^{-6}	3.7×10^{-6}	5×10^{-4}	2.0×10^{-7}
钨-244	M	2.5×10^{-5}	1.7×10^{-5}	5×10^{-4}	1.2×10^{-8}

- a 对于肺吸收型，见第6.13条。
- b 对于气体和蒸气吸入，AMAD并不适用于这种形态。
- c HTO——氟化水；OBT——有机结合的氟。

表A-II 选定放射性核素的导出空气浓度 (DAC)

放射性核素	类型/形态 ^a	DAC(Bq/m ³)		
		AMAD=1μm	AMAD=5μm	气体/蒸气
氢-3	HTO ^b			5×10 ⁵
	OBT			2×10 ⁵
	气体			5×10 ⁹
碳-14	蒸气			1×10 ⁴
	CO ₂			1×10 ⁶
	CO			1×10 ⁷
磷-32	F	1×10 ⁴	8×10 ³	
	M	3×10 ³	3×10 ³	
铁-55	F	1×10 ⁴	9×10 ³	
	M	2×10 ⁴	3×10 ⁴	
铁-59	F	4×10 ³	3×10 ³	
	M	2×10 ³	3×10 ³	
钴-60	M	9×10 ²	1×10 ³	
	S	3×10 ²	5×10 ²	
铯-85	F	2×10 ⁴	1×10 ⁴	
	S	1×10 ⁴	1×10 ⁴	
铯-89	F	8×10 ³	6×10 ³	
	S	1×10 ³	1×10 ³	
铯-90	F	3×10 ²	3×10 ²	
	S	6×10 ¹	1×10 ²	
锆-95	F	3×10 ³	3×10 ³	
	M	2×10 ³	2×10 ³	
	S	2×10 ³	2×10 ³	
镉-95	M	6×10 ³	6×10 ³	
	S	5×10 ³	6×10 ³	

放射性核素	类型/形态 ^a	DAC(Bq/m ³)			
		AMAD=1μm	AMAD=5μm	气体/蒸气	
钷-106	F	1×10 ³	9×10 ²		
	M	3×10 ²	5×10 ²		
	S	1×10 ²	2×10 ²		
铈-125	F	6×10 ³	5×10 ³		
	M	2×10 ³	3×10 ³		
碘-125	F	2×10 ³	1×10 ³		6×10 ²
碘-131	F	1×10 ³	8×10 ²		4×10 ²
	V				
铯-134	F	1×10 ³	9×10 ²		
铯-137	F	2×10 ³	1×10 ³		
钍-144	M	2×10 ²	4×10 ²		
	S	2×10 ²	3×10 ²		
钋-210	F	1×10 ¹	1×10 ¹		
	M	3×10 ⁰	4×10 ⁰		
铅-210	F	9×10 ⁰	8×10 ⁰		
镭-226	M	3×10 ⁰	4×10 ⁰		
镭-228	M	3×10 ⁰	5×10 ⁰		
钷-228	M	3×10 ⁻¹	4×10 ⁻¹		
	S	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹		
钷-232	M	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹		
	S	4×10 ⁻¹	7×10 ⁻¹		
钷-234	F	2×10 ¹	1×10 ¹		
	M	3×10 ⁰	4×10 ⁰		
	S	1×10 ⁰	1×10 ⁰		

放射性核素	类型/形态 ^a	DAC(Bq/m ³)		
		AMAD=1μm	AMAD=5μm	气体/蒸气
铀-235	F	2×10 ¹	1×10 ¹	
	M	3×10 ⁰	5×10 ⁰	
	S	1×10 ⁰	1×10 ⁰	
铀-238	F	2×10 ¹	1×10 ¹	
	M	3×10 ⁰	5×10 ⁰	
	S	1×10 ⁰	1×10 ⁰	
钍-237	M	4×10 ⁻¹	6×10 ⁻¹	
钍-239	M	9×10 ³	8×10 ³	
钷-238	M	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹	
	S	6×10 ⁻¹	8×10 ⁻¹	
钷-239	M	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹	
	S	6×10 ⁻¹	1×10 ⁰	
钷-240	M	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹	
	S	6×10 ⁻¹	1×10 ⁰	
钷-241	M	1×10 ¹	1×10 ¹	
	S	5×10 ¹	1×10 ²	
镅-241	M	2×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹	
镅-242	M	2×10 ⁰	1×10 ⁰	
镅-244	M	3×10 ⁻¹	5×10 ⁻¹	

a 对于肺吸收型，见第6.13条。

b DAC未考虑通过无损伤皮肤的吸收。

表A-III 组织权重因子[根据A-1]

组织或器官	组织权重因子 ^{a,b} (w_T)
生殖腺	0.20
骨髓 (红)	0.12
结肠 ^c	0.12
肺 ^d	0.12
胃	0.12
膀胱	0.05
乳腺	0.05
肝	0.05
食道	0.05
甲状腺	0.05
皮肤	0.01
骨表面	0.01
其他组织或器官 ^e	0.05

a w_T 值最初来自国际放射防护委员会第60号出版物[A-2]。

b 这些值是为一个男、女两性人数相同、年岁范围很宽的参考人群制定的。根据有效剂量的定义，它们适用于工作人员和所有人，以及任一性别[A-2]。

c 以上段大肠和下段大肠的质量加权平均值算得的剂量： $H_{结肠}=0.57H_{上段大肠}+0.43H_{下段大肠}$ [A-3]。

d 呼吸道的胸区。

e 为了进行计算，其余组织和器官包括肾上腺、脑、呼吸道的胸外区、小肠、肾、肌肉、胰、脾、胸腺和子宫。在受到照射最多的其余组织是所有器官中接收的待积当量剂量最高的组织时，该组织或器官应取权重因子为0.025，此外这里所列的其余组织或器官所受的平均剂量应取权重因子为0.025[A-4]。

参考文献

- [A-1] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).
- [A-2] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication No. 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).
- [A-3] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 67, Elsevier Science, Oxford and New York (1993).
- [A-4] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3, Ingestion Dose Coefficients, Publication No. 69, Elsevier Science, Oxford and New York (1995).

定 义

下述诸定义适用于本出版物的目的。除非另有说明，否则列入BSS术语表的术语采用表中给出的定义。

急性摄入

假定瞬间发生的一次摄入。

生物学分析

任何被用来以直接（体内）测量或以身体排泄物或移出物的体外分析的方法测定身体内的放射性核素的种类、数量、位置和（或）停留时间的程序。

生物动力学模型

一种描述放射性核素在身体的各种器官或组织中的摄入、摄取和滞留，以及随后通过各种途径从身体中排泄出来的过程的数学模型。

生物半排期

一个生物系统，例如一个组织区或整个身体，通过自然过程而不是放射性衰变，去除一种已经进入其中的放射性核素量的一半所用的时间。

慢性摄入

假定不能瞬间发生的长时间内的摄入。

导出空气浓度（DAC）

按下述设想计算的某一给定放射性核素在空气中的活度浓度的导出限

值：一个典型的工作人员，呼吸恒定污染浓度为DAC的空气，从事轻体力活动满一工作年，接受的剂量将为所论放射性核素摄入的年限值。该浓度作为年有效剂量限值除以剂量系数 $e(50)_{\text{吸入}}$ ，再除以参考成年工作人员在一工作年内吸入的空气体积($2.4 \times 10^3 \text{m}^3$)计算。DAC的单位为 Bq/m^3 。

剂量系数

在年龄 t_0 时发生的每单位摄入对组织的待积当量剂量 $h_T(\tau)$ ，或每单位摄入的待积有效剂量 $e(\tau)$ ，其中， τ 为以年为单位计算剂量的时间，即对成人来说为50年，对儿童来说为 $(70-t_0)$ 年。 $h_T(\tau)$ 或 $e(\tau)$ 的单位为 Sv/Bq 。

有效半衰期 (T_e)

沉积于一个有机组织中的一种放射性核素的量由于放射性衰变和生物学排出的结合作用而减少一半所用的时间，即：

$$T_e = \frac{T_b T_p}{T_b + T_p}$$

式中 T_e 为生物半排期， T_p 为物理半衰期。

摄入

使放射性核素通过吸入、食入或经皮肤进入体内的行动或过程；或由这种行动或过程带入体内的活度。

最低可探测活动 (MDA)

样品中产生将以一定置信度探测到计数率（即被认为高于本底水平）的活度。在一个含有等于MDA的活度的样品中，随机涨落将以一定的概率 β （一般取5%）产生一个低于判定水平的计数率，从而导致一种虚假的否定（类型

II错误)。这个量也称探测限或探测下限，与这个量相应的计数率也称测定水平。一个正好含有MDA的样品，将仅在5%的时间里被认为不含活度。（见附录II）。

最低显著活度（MSA）

样品中产生可以一定置信度可靠地区分于与本底水平的计数率。一个适当空白区（包括所有的变化源）测定结果的随机涨落，将以一定的概率 α （一般取5%）产生处于或高于该水平的计数率。这样，观察到一个等于MSA水平时的计数率，将只在5%的场合导致一个虚假的肯定（类型I错误）。这个量也称判定限，在这个量下的计数率也称临界水平。一个正好含有MSA的样品，虽然将在50%的时间被认为不含活度（即计数率将低于与判定水平相应的计数率），但一个真正的本底样品仍将被认为只在5%的时间里含有活度。（见附录II）。

物理半衰期（ T_p ）

一种放射性核素活度由于放射性衰变减少到一半所用的时间。

摄取

放射性核素从呼吸道或消化道或通过皮肤进入体液的过程；或通过这个过程进入体液的摄入部分。

人呼吸道模型

肺泡间质（AI）区

呼吸细支气管、肺泡管和肺泡囊，以及间质连接组织。

AMAD（活度中值空气动力学直径）

空气动力学直径²的值是这样的：一种特定空气溶胶中的气载活度的一半与小于AMAD的颗粒相联系，一半与大于AMAD的颗粒相联系。在沉积主要取决于惯性碰撞与沉降时使用，一般是AMAD大于约0.5 μm 的场合。对于更小的颗粒来说，沉积一般主要取决于扩散；这时要使用AMTD（活度中值热力学直径）。AMTD的定义虽与上述相似，但所指的是颗粒的热力学直径^②。

支气管（BB）区

气管和支气管。

细支气管（bb）区

细支气管和端细支气管。

廓清

物质通过颗粒运输和摄取移出呼吸道。

沉积

决定吸入空气中的一种物质在呼出动作完成后留在呼吸道中的量的起始过程。在吸入与呼出过程中，都会发生物质沉积。

胸外（ET）气道

前鼻（ET₁）和后鼻通道、口、咽和喉（ET₂）。

颗粒运输

²一个气载颗粒的空气动力学直径是一个单位密度球在空气中沉降时，为达到与所论颗粒相同的终点速度需要的直径值。热力学直径是一个单位密度球在空气中扩散时，为达到与所论颗粒相同的扩散系数需要的直径值。

使物质从呼吸道廓清到肠胃道和淋巴结和使物质从呼吸道的一部分移到另一部分的过程。

胸 (TH) 气道

支气管 (BB) 区、细支气管 (bb) 区和肺泡间质 (AI) 区。

参与起草和审定的人员

Chevalier, C.	法国电力公司职业保健总务部
Gustafsson, M.	国际原子能机构
Ishigure, N.	日本国家辐射科学研究所
Lipsztein, J.	巴西辐射防护与剂量测定研究所/CNN
Málátova, I.	捷克共和国国家辐射防护研究所
Nosske, D.	德国联邦辐射防护局
Rahola, T.	芬兰辐射和核安全中心
Stather, J.W.	联合王国国家辐射防护委员会
Surendran, T.	印度巴巴原子研究中心
Toohey, R.E.	美国橡树岭科学与教育研究所
Wernli, C.	瑞士保罗·谢勒研究所
Whillans, D.	加拿大安大略水电公司
Wrixon, A.D.	联合王国国家辐射防护委员会
Xia, Y.	中国原子能研究院

赞同安全标准的咨询机构

辐射安全标准咨询委员会

加拿大: Measures, M.; 中国: Ziqiang, P.; 法国: Pieckowski, J.; 加纳: Fletcher, J.J.; 德国: Landfermann, H. H.; 爱尔兰: Turvey, F.J.; 日本: Matsumoto, Y.; 俄罗斯联邦: Kutkov, V.A.; 南非: Olivier, J.H.I.; 西班牙: Butragueño, J.L.; 瑞士: Jeschki, W.; 乌克兰: Rudy, C.G.; 联合王国: Creswell, L. (主席); 美利坚合众国: Cool, D.A.; 欧洲委员会: Fraser, G.; 国际原子能机构: Mason, C. (协调员); 国际放射防护委员会: Valentin, J.; 国际劳工局: Niu, S.; OECD/核能机构: Lazo, E.; 泛美卫生组织: Borrás, C.; 世界卫生组织: Souchkevitch, G.

安全标准咨询委员会

阿根廷: Beninson, D.; 澳大利亚: Lokan, K., Burns, P.; 加拿大: Bishop, A. (主席), Duncan, R.M.; 中国: Huang, Q., Zhao, C.; 法国: Lacoste, A. C., Asty, M.; 德国: Hennenhöfer, G., Wendling, R.D.; 日本: Sumita, K., Sato, K.; 大韩民国: Lim, Y.K.; 斯洛伐克共和国: Lipár, M., Misák, J.; 西班牙: Alonso, A., Trueba, P.; 瑞典: Holm, L. E.; 瑞士: Prêtre, S.; 联合王国: Williams, L.G., Harbison, S.A.; 美利坚合众国: Travers, W.D., Calln, L.J., Taylor, J.M.; 国际原子能机构: KarbassiounA. (协调员); 国际放射防护委员会: Valentin, J.; OECD/核能机构: Frescura, G. ura, G.